



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



Radon i mark

**En studie av metoder och instrument
för bestämning av
radonkoncentrationer i mark**

**Åke Hesselbom
Sven Israelsson
Hans Tovedal**

R47:1981

RADON I MARK

En studie av metoder och instrument för bestämning
av radonkoncentrationer i mark

Ake Hesselbom
Sven Israelsson
Hans Tovedal

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag
800504-1 från Statens råd för byggnadsforskning till
geofysiska byrån, SGU, Luleå.

I Byggforskningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

R47:1981

ISBN 91-540-3475-2

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

LiberTryck Stockholm 1981 152744

INNEHÅLL

1	INLEDNING	4
2	PROJEKTETS UPPLÄGGNING	6
2.1	Val av testområde	6
2.2	Geologisk undersökning	6
2.3	Radonmätningar	8
2.4	Kalibrering	8
2.5	Meteorologi	9
3	MÄTMETODER	10
3.1	Emanometer/pumpmätningar	10
3.2	Alfakänslig spårfilm	14
3.3	Aktiverat kol	16
3.4	Termoluminiscensdosimeter	17
3.5	Halvledardetektor	17
3.6	Luftprov i evakuerad gasolflaska	19
4	RESULTAT	20
4.1	Radonkoncentration i markluft	20
4.2	Radonavgång från markytan med uppsamlingsbehållare	21
4.3	Absolutbestämningar av radonkoncentration	21
4.4	Mätmetoder och instrument	23
5	REKOMMENDATIONER	26
5.1	Markluftsmätningar	26
5.2	Radonavgångsmätningar	26
5.3	Meteorologiska mätningar	27
6	LITTERATUR	28
BILAGA 1	Radonavgångsmätningar med uppsamlingsbehållare	30
BILAGA 2	Resultat fältmätningar	37
BILAGA 3	Meteorologiska mätningar	64
BILAGA 4	Bestämning av radonavgången från markytan med hjälp av flerdjupsmätningar under markytan	70

1 INLEDNING

Föreliggande rapport är resultatet av en studie av några utvalda metoder och instrument avseende mätning av radon i markluft samt radonavgång (-exhalation) från mark.

Projektet har utförts på uppdrag av Byggforskningsrådet (BFR), initierat av Radonutredningen som ett led i utredningens FoU-program i syfte att begränsa strålrisker i byggnader.

Målsättningen med projektet är att på kort tid studera tillgängliga mätmetoder och instrument och därigenom ge underlag för utarbetandet av rekommendationer för bestämning av radonkoncentrationen i marken och radonavgången från marken.

Fältstudierna har skett i två olika geologiska miljöer; alunskifferberggrund och granitdominerad berggrund. I den alunskifferbaserade miljön förekommer så gott som enbart radon (Rn-222), i granitmiljön även toron (Rn-220) i markluften.

Metoderna som använts i undersökningen kan indelas i aktiva och passiva metoder. Aktiva metoder pumpar luft in i eller genom instrument medan passiva metoder registrerar radonhalten i luften under opåverkade yttre förhållanden.

De flesta aktiva metoder är momentana och resultaten kan direkt avläsas på instrumenten. Passiva metoder registrerar radonkoncentrationen under en längre tidsrymd som kan variera från några timmar till flera veckor beroende på mätmetod. Mätresultaten påverkas därför mindre av variationer orsakade av kortvariga meteorologiska förändringar.

För mätningar av radonhalten i markluften har passiva detektorer exponerats under olika tidslängder i grävda gropar på olika jorddjup. Dessutom har momentana luftprover från borrarade hål analyserats.

Radonavgången från markytan har beräknats utifrån mätningar av radonhalten i uppsamlingsbehållare placerade på markytan. Mätningarna har skett med både passiva och aktiva metoder.

I samband med fältmätningarna studerades de meteorologiska förändringarna i mätområdena.

Projektet har utförts under ledning av Sveriges geologiska undersökning (SGU) i samarbete med statens strålskyddsinstitut (SSI), Studsvik Energiteknik AB och meteorologiska institutionen vid Uppsala universitet.

Projektledare för projektet (planering, utförande och rapport-sammanställning) har varit Ake Hesselbom, SGU. Övriga deltagare: Ebbe Eriksson, SGU, fältarbete och bearbetning av mätdata samt Gustav Åkerblom, SGU, geologi. Hans Tovedal, Studsvik Energiteknik AB har ansvarat för Kodak spårfilm, TLD-behandling samt bearbetning och beräkningar av avgångsmätningar med uppsamlingsbehållare (bilaga 1). Sven Israelsson, meteorologiska institutionen, Uppsala universitet har ansvarat för de meteorologiska mätningarna (bilaga 3) samt utfört exhalationsberäkningar baserade på markluftsmätningarna (bilaga 4).

Projektet ber att få tacka Mölndals kommun och Ranstads Skiffer AB för visad välvillighet i samband med fältnätningarna.

2 PROJEKTETS UPPLÄGGNING

Projektet har innefattat följande punkter:

1. Val av testområde
2. Geologiska undersökningar
3. Radonmätningar
4. Kalibrering
5. Meteorologi

2.1 Val av testområde

Fältnätningar har utförts i två olika geologiska miljöer, alunskiffermiljö och granitisk miljö. Dessa två miljöer har ofta höga halter av uran vilket ger goda förutsättningar att också finna höga halter av radon i marken. Dessutom täcker de stora ytor av folkrika områden i Sverige varför det är viktigt att få ökade kunskaper om radonförhållandena i dessa miljöer. Mätningar i alunskiffermiljö utfördes i Ranstadsområdet söder om Skövde medan mätningarna i granitisk miljö förlades till Balltorpsområdet i Mölndal. Valet av dessa två områden gjordes på grund av att de geologiska förhållandena i områdena var kända sedan tidigare undersökningar.

2.2 Geologiska undersökningar

Radontransport i mark och radonavgång från mark styrs av en mängd geologiska parametrar såsom bergartens mineralogiska sammansättning, sprickighet, porositet, vittringsgrad och vatteninnehåll samt jordartens sammansättning, porositet och fuktighetsgrad. Dessutom påverkas radonkoncentrationen av grundvattenförhållandena i marken.

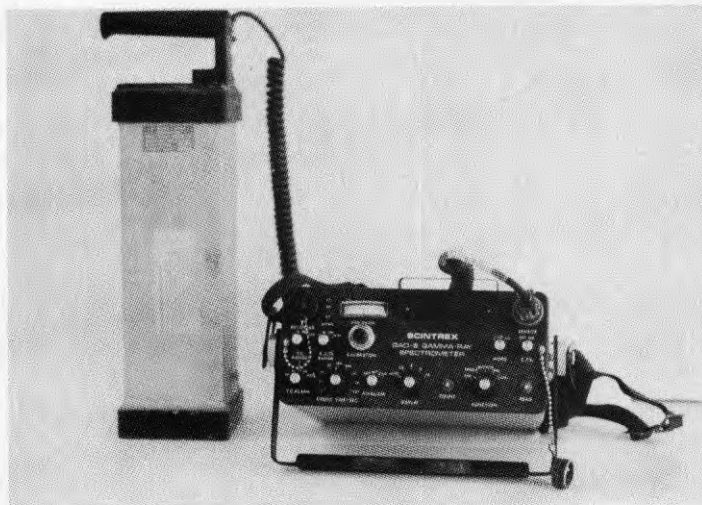
Några ingående geologiska undersökningar för att studera dessa parametrar kunde inte rymmas inom detta projekt. Av den anledningen valdes, som tidigare nämnts, de två mätområdena i relativt kända geologiska miljöer.

En viktig geologisk parameter att känna till i samband med radonmätningar är fördelningen av de naturligt förekommande radioaktiva grundämnena uran, torium och kalium. Alla tre sönderfaller till sina dotterprodukter under utsändande av bl a gammastrålning. Genom att mäta energifördelningen på gammastrålningen från marken är det möjligt att skilja på strålning från de tre grundämnena och samtidigt, efter kalibrering, beräkna absoluthalterna uttryckta i viktsprocent. Instrument som används vid haltbestämningar av kalium, uran och torium in situ kallas spektrometrar. Är denna fördelning redan känd kan i stället ett enklare scintillometerinstrument användas. Scintillometern mäter den totala gammastrålningen på platsen. I t ex ett alunskifferområde, där kalium- och toriumhalterna vanligtvis är försumbara, är det fullt tillräckligt att mäta den totala gammastrålningen för att bedöma förekomsten av radonavgivande uran i marken. Det bör dock påpekas att gammastrålningen till största delen skärmas av jordlager på några få decimeters tjocklek, se figur 2.1 och 2.2.

Över alla mätområden och på nästan samtliga mätpunkter har spektrometer- eller scintillometermätningar utförts. Utifrån dessa mätningar kan man bedöma om risk finns att radonmätningarna



Figur 2.1. Mätning av gammastrålning från marken, instrument: BGS 4, Scintrex.



Figur 2.2 Gammaspektrometer, instrument: GAD-6, Scintrex.

störs av toron, och om så är fallet, bedöma hur effektivt det går att skilja på radon och toron vid radonmätningarna. Dessutom är det möjligt att avgöra om den uppmätta radonhalten produceras av materialet i mätdetektorns omedelbara närhet eller om radongasen härrör från en avlägsen källa. En ytterligare faktor som framkommer vid en gammastrålningsmätning, speciellt när jordarten själv alstrar radongasen, är hur homogent fördelat det radonavgivande ämnet är i området. Detta är viktigt vid jämförelser mellan resultaten från olika mätdetektorer på skilda mätpunkter och den förväntade spridningen i uppmätt radonhalt.

2.3 Radonmätningar

De utförda undersökningarna har omfattat mätningar av radonavgången från markytan och mätningar av radonhalten i markluften på olika jorddjup.

Radonavgången från markytan har mätts genom att samla upp radon i behållare placerade på markytan. Radonhalten i behållaren har sedan bestämts med flera olika mätmetoder, både momentana luftprover för direktanalys på platsen eller för laboratorieanalys och med integrerande passiva metoder för bestämning av radonhaltens medelvärde över valda tidsintervall. Mätningarna, resultaten och teorin bakom beräkningarna av radonavgång beskrivs i bilaga 1.

Radonkoncentrationen i markluften har mätts med passiva, integrerande metoder i grävda gropar. Mättdjupen har i vissa mätområden varit konstanta, ca 0,5 meter, för att i andra områden ha varierat mellan 0,3-0,9 meter. Syftet med att variera mättdjupet var att studera radonhaltens djupberoende i olika miljöer. På de flesta mätpunkter har flera olika metoder provmätts och jämförts vad gäller förmåga att detektera variationer i markluftens radonhalt. Strävan var att likvärdiga yttre förhållanden skulle råda för varje mätmetod och mätpunkt.

Som en förstudie vad gäller radonhalten i markluften kontrollerades många områden med emanometer (pumpmätningar) innan mera omfattande mätningar skedde. Detta för att förvissa sig om att det verkligen fanns radon i marken och för att få en uppfattning om storleksordningen på koncentrationerna. Mättdjupet för emanometer var 0,6-0,8 meter.

Mätmetoder och instrument som har använts i projektet beskrivs i kapitel 3.

2.4 Kalibrering av mätinstrument

Bestämning av den absoluta radonkoncentrationen i markluften kräver, för att ange den i Becquerel per kubikmeter (Bq/m^3), en absolutkalibrering av den använda mätmetoden. För närvarande finns inga standardiserade kalibreringsförfaranden utarbetade vare sig i Sverige eller utomlands.

Kalibrering kan utföras experimentellt genom att mätdetektorn exponeras i en kontrollerad miljö avseende bl a radon- och radondotterkoncentrationer. Radonet till denna miljö kan produceras på flera sätt. Bubbling av luft genom en känd radiumlösning för att på så sätt avgasa radonet från lösningen till radondetektorn är en vanlig laboratoriemetod. Ett annat sätt är att producera

radonet från någon radiumrik bergart. På statens strålskydds-institut (SSI) i Stockholm finns en kontrollerad radonmiljö i ett s k radonrum. Den förhöjda radonkoncentrationen erhålls från uranmalm (pechblände) som lagras i rummet. Förutom kontinuerliga mätningar av radon- och radondotterkoncentrationen i rummet kan temperatur, luftfuktighet och ventilation mätas och varieras. Dessutom kontrolleras lufttryck och luftens partikelhalt. Omfattande kalibreringar av metoder för inomhusmätningar av radon- och radondotterkoncentrationer pågår på SSI.

De flesta av metoderna som använts i projektet har i större eller mindre omfattning kontrollmätts i SSI:s radonrum. I de flesta fall har testmaterialet varit så litet att det inte på något sätt kan betraktas som en kalibrering. Syftet har heller inte varit att absolutkalibrera instrumenten utan har endast varit att få en första uppfattning om kalibreringsproblematiken och att för markmätningarna grovt kunna beräkna storleksordningen av radonhalterna i markluften.

För spårfilmerna baseras, vad gäller Kodak, beräknade absolutkoncentrationer på resultat från Bäverstam 1980 och för Track Etch från Alter 1980. Motsvarande beräkningar för övriga metoder baseras på jämförande mätningar i SSI:s radonrum, intern rapport, SGU.

2.5 Meteorologi

Det är väl känt att olika meteorologiska parametrar såsom tryck, temperatur, vind och mark- och luftfuktighet påverkar förekomsten av radon. Framför allt gäller detta radonavgång från markytan och radonkoncentrationen i den ytnära jordluften.

Under mätningarna i fält uppmättes dygnsvariationen på tryck, nederbörd, temperatur och vind. Mätningarna skedde på standardhöjderna 1,5 meter för tryck, 1,0 meter för nederbörd, 1,5 meter för temperatur och tio meter för vindhastighet. På grund av praktiska svårigheter kunde inte några mätningar av markens luftfuktighet utföras.

De meteorologiska parametrarnas variationer under fältarbetet och deras inverkan på radonkoncentrationen redovisas och diskuteras i bilaga 3.

De flesta metoder för mätning av radon baseras på detektion av alfapartiklar eller gammastrålning som avges i samband med sönderfall av radon och radondöttrar.

Metoderna som används vid radonmätningar kan indelas i aktiva och passiva metoder. Aktiva metoder pumpar luft in i eller genom mätinstrumentet medan passiva metoder registrerar radonkoncentrationen under opåverkade yttre förhållanden. Aktiva metoder är oftast momentana och mätresultatet kan avläsas direkt på instrumentet. Passiva metoder däremot är integrerade över en längre eller kortare tidsperiod. Exponeringstiden beror på typ av detektor och den radonkoncentration detektorn exponeras för.

Till de aktiva metoderna som används i denna undersökning hör pumpmetoden (emanometer) och luftprov i evakuerad gasflaska. Vid pumpmetoden kan ett resultat avläsas ca fem minuter efter att prover är taget. Luftproven i gasflaska har skickats till SSI för laboratorieanalys.

Två olika fabrikat av emanometrar har använts, Bondar-Clegg, Model RE 279 och EDA Instruments, Model RD-200. Båda instrumenten är utvecklade för att användas för uranprospektering under fältmässiga förhållanden.

Fyra olika passiva metoder har använts i projektet:

alfakänslig spårfilm:

Track Etch, Terradex Corporation
LR 115 typ II, Kodak-Pathé

aktiverat kol:

ROAC (Radon on Activated Charcoal), Inter-Science R&D Services

TLD:

PRM (passiv radon monitor), Studsvik Energiteknik AB

halvledardetektor:

alphaMETER, Alpha Nuclear Co

På följande sidor följer en beskrivning av metoderna samt mätningarnas utförande.

3.1 Emanometer/pumpmätningar

Metoden bygger på att man suger upp markluft ur tunna borrar i marken. Metoden brukar kallas pumpmetoden, på engelska "soil gas emanometry". Instrumenten kallas emanometer, zinksulfid-scintillator eller Lucaskammare. I denna rapport kallas metoden för pumpmätning och instrumentet för emanometer.

Emanometern består av en detektorenhet med räknare, en pumpanordning med slangar och dammfilter samt en hålsond. Dessutom behövs någon form av håltagare, t ex motordriven bormaskin, handborr eller spett, figur 3.1, 3.2 och 3.3.



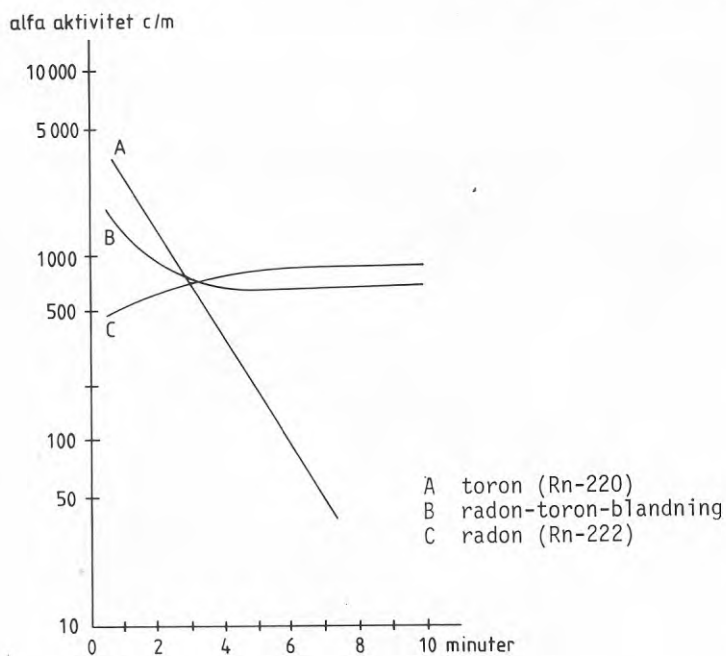
Figur 3.1. Borrning
av hål för mätning
med emanometer.



Figur 3.2. Emanometer, instrument: Re 279, Bondar Clegg.



Figur 3.3. Provtagning med emanometer ur uppsamlingsbehållare.



Figur 3.4. Alfaaktivitetens tidsberoende i en ZnS-scintillator.

Detektorenhetens utförande och fysikaliska mätprincip varierar beroende på fabrikat. Den vanligast förekommande emanometern använder en zinksulfid-scintillator kopplad till en fotomultiplikator. Metoden använder principen att när alfa-partiklar absorberas i ett fluorescerande ämne återsänds den absorberade strålningens energi i form av ljus eller ultraviolett strålning.

Vanligt är att insidan av en behållare täcks med silveraktiverad zinksulfid, $ZnS(Ag)$. Radonhaltig luft pumpas genom behållaren och de alfa-partiklar som träffar zinksulfidytan ger upphov till ljuspulser (scintillationer), vilka leds till fotokatoden i en fotomultiplikator. Från katoden emitteras då fotoelektroner som i fotomultiplikatorn multipliceras så att de elektroner som uppfångas av anoden utgör en mätbar laddningsmängd.

För markluftsmätningar har i denna undersökning följande mätförfarande använts för pumpmätningar: Ett hål borrar, vanligen 0,6-0,8 meter djupt med ca 20 mm diameter. I hålet placeras två rörsonder med olika längd. Markluft pumpas från den ena sonden, genom mätdetektorn och tillbaka ut i hålet genom den andra sonden. Antalet pumpningar plus den mängd markluft som cirkulerat genom systemet har varit lika för alla mätningar och följt givna anvisningar från instrumenttillverkaren.

Före mätningen har en ren zinksulfidbehållare dvs fri från radon-dotterkontamination, placerats i instrumentet. Bakgrundsvärdet har mätts under en minut.

Efter pumpningen räknas alfaaktiviteten under en bestämd mättid. Det uppmätta värdet normaliseras till antal pulser per minut, counts per minut (c/m) varefter bakgrundsaktiviteten subtraheras från mätvärdet. Det då erhållna värdet är ett mått på radonkoncentrationen i markluften.

I denna undersökning har mättiden varit fem minuter. I områden där toron ($Rn-220$) kan förekomma i markluften (gäller torium ($Th-232$)-rika moräner och graniter) har avläsning dock skett för varje minut under fem minuter. Torongasen kan nämligen på grund av sin korta halveringstid 54,5 sekunder, endast detekteras om avläsning sker omedelbart efter provtagningen. Figur 3.4 visar alfaaktiviteten i ZnS -behållaren orsakad av radon och toron under de första minuterna efter att provet tagits. Effekten av radon framkommer först som en svag höjning varefter aktiviteten planar ut efter några minuter då jämvikt uppstått mellan radon och den första radon-dottern ($Po-218$). Toron däremot, tillsammans med sin dotterprodukt ($Po-216$), avklingar mycket snabbt och ger därför en kraftig sänkning av mätvärdet under de första minuterna.

Antal pulser per minut, dvs det uppmätta värdet i c/m, som beror på radon har i denna rapport beräknats enligt Morse 1976:

$$C_{Rn} = 0,87 C_3 + 0,32 C_2 - 0,34 C_1$$

där C_1 , C_2 och C_3 är antal pulser efter vardera av de tre första minuterna. C_{Tn} (toron) antas då vara skillnaden mellan det totala antalet pulser per minut och C_{Rn} . Notera att de använda värdena för C är nettovärden, korrigerade för bakgrunden.

De båda använda instrumenten är relativt lika vad gäller funktion, vikt och hanterbarhet i fält. EDA RD-200 har en större ZnS-behållare än Bondar Cleggs Re 279, 170 cm^3 mot 140 cm^3 . Vid jämförande mätningar fås därför också ett högre c/m-värde med RD-200. En stor fördel med Re 279 är att instrumentet automatiskt korregerar för dagsljus vilket inte RD-200 förmår. Effekten av detta blir att bakgrunds-nivån i ZnS-behållaren hos Re 279 snabbt går ned till en acceptabel nivå varför väntetiden inför varje ny mätning blir avsevärt kortare än för RD-200. Av den anledningen har de flesta emanometermätningar inom projektet utförts med Re 279 då tidspressen för fältarbetet varit stor.

Någon mera omfattande och detaljerad jämförelse, i t ex ett radonrum, mellan de båda fabrikaten har inte utförts.

3.2 Alfakänslig spårfilm

I denna undersökning har alfa-känslig spårfilm av typ polyester- eller cellulosanitrat (CN) film använts. Två olika fabrikat har jämförts, Track Etch tillverkade och analyserade av Terradex, USA samt Kodak-Pathé tillverkade LR 115 typ II, analyserade av Studsvik Energiteknik AB, figur 3.5.

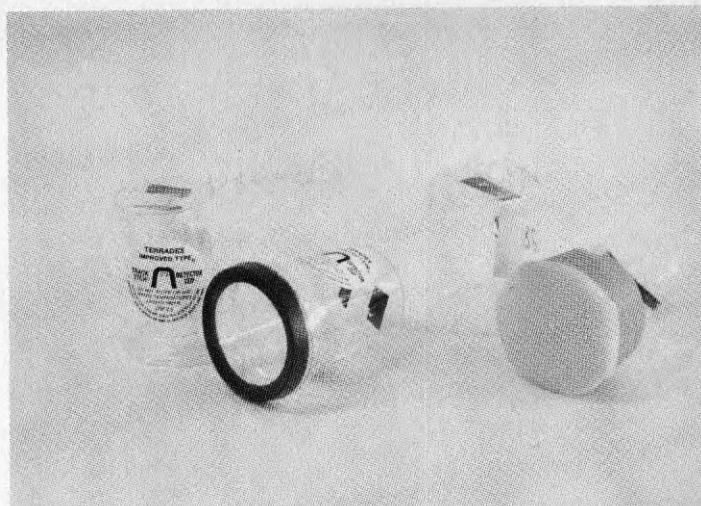
Metoden fungerar så att alfapartiklar som träffar ytskiktet på filmen ger upphov till skador. Genom att kemiskt etsa filmen blir dessa skador synliga i ett optiskt mikroskop som spår på filmytan. Antalet spår per ytenhet (spår/mm^2) är proportionellt mot koncentrationen av alfa-emitterande isotoper (läs radon och toron) i luften inom radien för alfapartiklarnas räckvidd.

Mät-detektorn består av en filmremsa fastsatt i botten på en plastkopp. Koppen placeras med öppningen nedåt i en grävd grop. Den täcks över med en plastsäck och gropen fylls därefter igen med jord. Mät-djupen har varit mellan 0,3-0,9 meter. Efter exposition i tre till fyra veckor har detektorn grävts upp, rengjorts och skickats till respektive leverantör för etsning och räkning.

I markluften är spårfilmsdetektorn känslig för alfastrålning från både radon (Rn-222) och toron (Rn-220) samt deras dotterprodukter. För att vid mätning i toronrika områden (toriumrika graniter och moräner) kunna skilja på toron och radon användes i undersökningen både öppna detektorer och detektorer försedda med torondämpande filter eller membran. Torondämparna var av olika slag för de två filmfabrikaten. På Track Etch-koppen monterades ett semi-permiabelt plastmembran tillverkat av Terradex medan Kodak-detektorn på försök försågs med ett fem millimeter tjockt skummifilter.

Det kan direkt nämnas att Track Etch-membranet som är speciellt utprovat för ändamålet fungerade i de flesta fall tillfredsställande bra som torondämpare medan det i försökssyfte använda filtret överhuvudtaget hade en mycket tveksam inverkan på mätresultatet.

Terradex rapporterar mätresultatet för varje mät-detektor som antal spår per mm^2 normaliserat till 30 dagar. Terradex har även publicerat resultaten från kalibreringar utförda i USA och på SSI i Stockholm med detektorer både med och utan membran (kapitel 4.3).



Figur 3.5. Vänster: Track Etch-detektor med och utan membran.
Höger: Kodak LR 115-detektor med och utan filter.



Figur 3.6. Aktiverat kol-detektor, typ: ROAC, Inter-Science
R&D Services.

Studsvik presenterar mätresultaten från Kodakfilmerna som antal spår per mm^2 och dag. Dessutom har beräkningar gjorts av absorptionshalterna för de filmer som exponerats i uppsamlingsbehållarna (bilaga 1). Dessa värden är då uttryckta i Becquerel per kubikmeter av radon och radondöttrar dvs $\text{Rn} + \text{RaA} + \text{RaC}^1$. Beräkningarna baseras på kalibreringar utförda på SSI i samband med Track Etch-kalibreringen.

Det bör påpekas att användningen av cellulosanitratfilm för registrering av alfapartiklar från radon och radondöttrar i luft och olika tillämpningsområden täcks av ett amerikanskt patent från 1972. Motsvarande svenska patent gäller från 1968. Detta innebär att Track Etch, tillverkade och levererade av Terradex, är den enda cellulosanitratfilmen som i kommersiellt syfte kan användas i Sverige för radonmätningar. Kodak-Pathé-filmen har i detta projekt endast använts i forskningssyfte.

3.3 Aktiverat kol

Att radon adsorberas på aktiverat kol är ett välkänt fenomen som har utnyttjats i en av undersökningens mätmetoder, den s k ROAC-detektorn (Radon on Activated Charcoal) tillverkad av Inter-Science R&D Services, figur 3.6.

Detektorn består av två delar; en burk fullad med aktiverat kol samt en plastkopp. Principen är den att radon samlas upp på kolet i burken. Radon sönderfaller och bildar sina dotterprodukter, varav framför allt Bi-214 och Pb-214 avger genom sina sönderfall gammastrålning. Gammaaktiviteten kan mätas med en NaI-scintillometer. Genom att korrigera dels för uppbyggnaden av radon under expositionstiden, dels för avklingningen efter expositionen kan ett mått på radonhalten beräknas utifrån den uppmätta gammaaktiviteten från burken.

ROAC-detektorn placeras på samma sätt som spårfilmdetektorn i botten av en grop. Burken med kolet är då öppnad och intryckt med öppningen nedåt genom ett hål i botten på plastkoppen. Koppen med burken placeras därefter med öppningen ned i gropen. Detektorn täcks över med en plastsäck och gropen fylls igen. Efter exponeringstiden (5-8 dagar) tas detektorn upp och locket på burken tillsluts. Gammastrålningen från burken bör mätas inom ca en vecka. För att minska bakgrundsstrålningen bör mätenheten vara blyinkapslad.

Instrumentet för mätning av gammastrålningen som använts i denna undersökning har tillverkats av SGU.

Aktivt kol kan även adsorbera stora mängder vatten vilket medför en försämrad förmåga att adsorbera radon. För att motverka detta innehåller burken även ett lager fuktadsorberande silica gel.

ROAC är även känslig för toron (Rn-220) som på samma sätt som radon adsorberas av kolet. För att motverka inträngningen av toron finns ett torondämpande filter i öppningen på burken. På grund av skillnaden i halveringstiden mellan radondöttrarna och torondöttrarna är det även möjligt att beräkna eventuell förekomst av radon i burken. Man måste då mäta burkens gammaaktivitet två gånger med ett bestämt tidsintervall mellan mätningarna.

3.4 Termoluminiscensdosimeter (TLD)

Dosimetern har använts till att mäta radonhalter i uppsamlingsbehållare. Det instrumentet som använts i projektet är tillverkat av Studsvik Energiteknik AB och är av typ PRM (passiv radonmonitor), figur 3.7.

Mätprincipen är i korthet den att radon får diffundera genom ett filter av skumplast in i en mätkammare. Där sönderfaller radonet till radondöttrar, som, medelst ett elektriskt fält, samlas upp på en folie intill en TLD-tablett. Radondöttrarna avger alfastrålning som träffar TLD-tabletten som på så sätt tillförs extra energi. Efter avslutad mätning tas tabletten ut och avläses i speciell utrustning. Det avlästa värdet ger efter omräkning medelvärdet av luftens radonhalt under mätningen.

Dosimetern placerades på marken inuti uppsamlingsbehållarna. Exponeringstiden var 3-4 veckor.

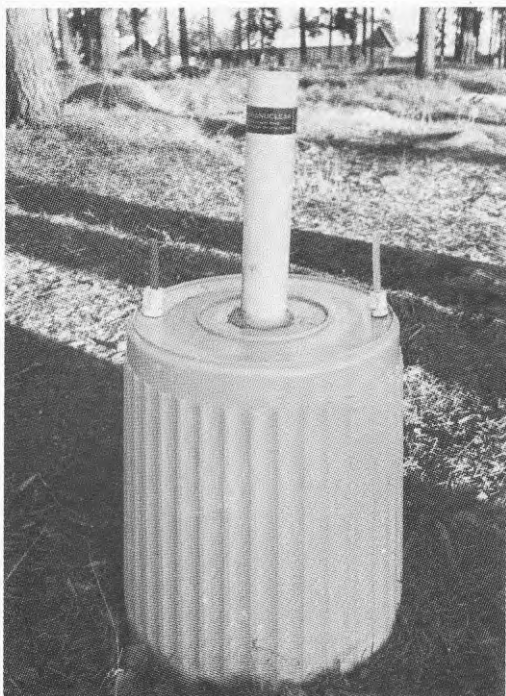


Figur 3.7. Termoluminiscensdosimeter (TLD), typ: PRM, Studsvik Energiteknik AB samt spårfilm typ: Kodak LR 115.

3.5 Halvledardetektor

En halvledardetektor för alfapartikeldetektering är i princip en backspänd pn-diod av t ex litiumdriftad kisel, Si (Li).

Då en alfapartikel absorberas i området mellan p- och n-skikten under bildning av elektronhålpar, samlas den bildade laddningen upp över diodens kapacitans och ger upphov till en mätbar spänningsspulser. Antal pulser per tidsenhet är ett mått på radonhalten.



Figur 3.8. Radonavgångs-
mätning i uppsamlings-
behållare. Instrument:
Alphameter, Alpha
Nuclear Company



Figur 3.9. Markluft-
mätning. Instrument:
Alphameter, Alpha
Nuclear Company

I denna undersökning har instrument använts av typen alphaMETER tillverkade av Alpha Nuclear Company, Kanada. Instrumentet har formen av en cylinder, 51 mm i diameter och 350 mm lång. Instrumentet består av en detektor- och räkneenhet samt batterier. Ena änden av cylindern är öppen så att radon kan tränga in till detektorenheten. Alla alfapartiklar över 1 MeV registreras på en yta av 400 mm², figur 3.8 och 3.9.

Vid mätning av radon i markluft grävs alphameteren ned i marken ca 0,3 meter. Jorden packas noga runt cylindern för att hindra läckage av radon längs sidorna. Expositionstiden kan variera från några få timmar till flera dygn beroende på radonhalten i marken och räkneenhetens kapacitet.

Avläsning sker direkt på instrumentet utan att ta upp det. Det är därför möjligt att studera radonhaltens variation med tiden på samma mätplats. Instrumentet lagrar elektroniskt antal pulser som registreras. Dessa och expositionstiden kan avläsas digitalt genom att koppla ett batteri till två kontaktdon på utsidan av instrumentet.

Halvledardetektorn har troligen en stor potentiell framtid för mätning av radon och toron samt deras dotterprodukter. Metoden kan nämligen utvecklas vidare då det rent mättekniskt är möjligt att med halvledare, på samma sätt som för gammaspektrometrar, studera energifördelningen på alfastrålning. Därigenom är det möjligt att skilja på alfapartiklar från radon och toron och även på deras alfaemitterande dotterprodukter.

3.6 Luftprov i evakuerad gasolflaska

Luftprov i evakuerade 4,8 liters gasolflaskor togs för analys i jonisationskammare på statens strålskyddsinstitut (SSI) i Stockholm. Gasolflaskan kopplades till en slang på ovansidan av uppsamlingsbehållaren, varpå flaskan öppnades och luft från insidan av behållaren sögs in i gasolflaskan.

På SSI kopplas flaskan med radonprovet till en 18 liters evakuerad jonisationskammare. Kammaren utgörs av ett slutet rum med två elektroder över vilka det ligger en spänning. När en alfapartikel kommer in i kammaren bildas joner som ger upphov till en jonström som kan mätas. Riktigt kalibrerad är denna ett mått på radonhalten i provet. Vanligtvis kan två prover per timma mätas.

Följande är en sammanfattning av resultat och iakttagelser som gjorts i samband med de mätningar som utförts inom projektet.

Resultaten från mätningarna redovisas i detalj i bilagorna 1-4, där även utförda beräkningar och teorin bakom dessa diskuteras.

4.1 Radonkoncentration i markluft

Följande resultat och iakttagelser har framkommit vid mätningarna av radonkoncentrationen i markluft.

- Samtliga mätmetoder och mätinstrument som används i projektet har uppmätt förekomst av radon i marken. Samtliga har även kunnat påvisa sinsemellan överensstämmande variationer i radonkoncentrationen. Se vidare 4.3 samt bilaga 2.
- Radonkoncentrationen i marken är direkt knuten till de geologiska förhållandena som råder i mätområdet. Det krävs därför god kännedom om de geologiska förhållandena i mätområdet för att tillfredsställande kunna tolka resultatet av en radonmätning.
- Radonkoncentrationen i markluft är starkt djupberoende och ökar mot ökat mätdjup i de flesta mätmiljöer.
- Fördubblingsdjupet (enl Malmquist 1980) har beräknats baserat på mätresultaten från två eller tre olika djup i varje mätpunkt. Fördubblingsdjupet i en alunskiffermorän har beräknats till 45 cm och i morän i granitområde till 30-35 cm mellan mätdjupen 0,3-0,9 meter.
- Diffusionen har beräknats på ett fåtal punkter. I alunskiffermorän beräknas radonavgången (exhalationen) vid markytan till 1-10 Bq/m²s och i granitisk miljö till 0,1-1 Bq/m²s beroende på mätmetod och beräkningsförfarande. En närmare diskussion redovisas i bilaga 4.
- Markens fuktighet påverkar de integrerade passiva systemen. Fuktdroppar på detektorytor reducerar alfa-partiklarnas möjlighet att nå detektorn vilket medför ett missvisande mätvärde.
- Variationen i mätresultat för samma mätmetod i samma mätpunkt kan vara mycket stor, ibland så stor att en tolkning av resultaten verkar meningslös. Om detta beror på variation i verklig radonhalt eller på mätfel är okänt men många faktorer pekar på det senare. Detta framkommer för samtliga använda mätmetoder.
- Ingen av de använda metoderna eller instrumenten har i dessa mätningar visat sådana svagheter att projektet skulle vilja avråda användning av någon metod eller något instrument. Vissa metoder t ex pumpmätningar kräver dock större erfarenhet av radonmätningar och tolkningen av dessa än vad andra gör som t ex spårfilmen. Se vidare 4.4.

4.2 Radonavgång från markytan med uppsamlingsbehållare

Följande resultat och iakttagelser har framkommit vid mätningar av radonavgången från markytan med hjälp av uppsamlingsbehållare.

- Samtliga mätmetoder som användes i projektet uppmätte och påvisade sinsemellan överensstämmande variationer i radonkoncentration. Se vidare 4.3 samt bilaga 1.
- Under förutsättning att radonavgången från marken är konstant under det första dygnet av mätperioden är den i projektet använda metoden för radonavgångsmätningar acceptabelt reproducerbar, Radonavgången torde kunna bestämmas med tillräcklig noggrannhet med hänsyn till den variation som beror på variationer i meteorologiska parametrar.
- Mätningarna visar att de använda mätmetoderna emanometer och halvledardetektorer (typ alphameter) är tillräckligt noggranna för att i stor utsträckning kunna ersätta den dyrbarare och tidskrävande provtagningen med gasolflaska med efterföljande laboratorieanalys. Detta förutsätter att mera omfattande kalibreringar av instrumenten utförs.
- Meteorologiska variationer påverkar radonavgången från marken. Mätningarna visar att radonavgången ökade från i medeltal $0,68 \text{ Bq/m}^2\text{s}$ till $1,64 \text{ Bq/m}^2\text{s}$ på ca två dygn på grund av kraftig nederbörd. Beräkningarna baseras på mätningar från fem olika uppsamlingsbehållare i samma område (område C, morän på radioaktiv granit). Se vidare bilaga 1 samt bilaga 3 där ett alternativt förfarande till avgångsmätningar redovisas.

4.3 Absolutbestämningar av radonkoncentrationen

Mätresultaten i projektet har i huvudsak redovisats som relativa värden i enheter såsom counts/minut, spår/ mm^2 etc. Anledningen här till är att det för närvarande inte finns nog säkra omräkningsfaktorer bestämda för att räkna om resultaten till SI-enheten Becquerel per kubikmeter (Bq/m^3). Som tidigare nämnts i 2.4 är det nödvändigt att absolutkalibrera mätinstrument t ex i radonrum för att kunna göra denna omräkning. Sådana standardiserade kalibreringsförfaranden finns ännu inte framtagna.

De flesta mätinstrument som användes i projektet hade före mätningarna testats i SSI:s radonrum varvid jämförande mätningar gjorts. Det är därför möjligt att räkna om de uppmätta radonhalterna i counts/minut, spår/ mm^2 etc till åtminstone grovt uppskattade halter uttryckta i Bq/m^3 och därvid jämföra värdena från olika mätmetoder. I nedanstående tabell redovisas därvid beräknade resultat från två mätområden, område B (alunskiffermorän) och område C:2 (granit). I tabellen är resultaten uttryckta i kBq/m^3 och avser tre olika mätdjup samt halterna uppmätta i uppsamlingsbehållare på markytan. Resultaten från varje metod redovisas separat. I anmärkningen efter varje metod anges vad haltbestämningarna avser, enbart radon (Rn) radon och toron (Tn) eller deras dotterprodukter (D). Att dessa varierar mellan olika mätmetoder beror t ex på att vissa instrument haft någon form av torondämpare vid mätningen och kalibreringen eller haft andra typer av filter för att undvika fria dotterprodukter i atmosfären.

Område B (alunskiffer)		kBq/m ³	Mätdjup (m)		
Metod	Anm	Behållare på markytan	0,3	0,6	0,9
Track Etch (öppen)	Rn		503	1 440	2 110
"- (membran)	"		665	619	2 552
ROAC	"	104	511	796	904
Emanometer	"	94	92	182	
Kodak (öppen)	Rn + RnD	158			
TLD	Rn	58			
Luftprov SSI	"	145			
Alphameter	"		350		

Område C:2 (granit)		kBq/m ³	Mätdjup (m)		
Metod	Anm	Behållare på markytan	0,3	0,6	0,9
Track Etch (öppen)	Rn + Tn		(131)	(241)	(372)
"- (membran)	Rn		97	265	573
ROAC	"	34	52	188	278
Emanometer	Rn + Tn	20		(20)	
"-	Rn			14	
Kodak (öppen)	Rn+Tn+D	(76)			
TLD	Rn + Tn	(25)			
Alphameter	"-	30	29		

Övriga mätresultat redovisas i bilaga 1 (radonavgångsmätningar) samt i bilaga 2 (markluftsmätningar).

Som framgår av tabellerna varierar de uppmätta "absolut"-koncentrationerna stort mellan de olika mätmetoderna. Man kan dock i de flesta fall notera att de relativa storleksordningarna överensstämmer.

Vid en jämförelse mellan de olika mätmetoderna måste hänsyn tas till vad haltbestämningen avser. I vissa fall avses enbart radon medan i andra fall radon + toron och/eller deras dotterprodukter. För speciellt markluftsmätningarna är heller inte själva luftproverna från marken jämförbara mellan olika metoder och den kalibreringsmiljö omräkningsfaktorerna avser. De använda omräkningsfaktorerna (från c/m, spår/mm² etc till Bq/m³) gäller för en provvolym och miljö som mer liknar den som råder i uppsamlingsbehållaren. Detta framkommer tydligt för t ex emanometer vid en jämförelse av beräknad absoluthalt mellan markluftsmätning och prov från behållare. Orsaken härtill är att själva provtagnings-tekniken vid en markluftsmätning är sådan att atmosfärisk luft blandas med markluftsprovet. Graden av utspädning har visat sig variera beroende på jordtyp och mätområde. Vid provtagning från behållare sker ingen sådan utspädning varför också absoluthalterna överensstämmer väl med övriga metoder.

Absolutbestämningar i uppsamlingsbehållare har visat sig ge acceptabla resultat, tillräckligt noggranna för att göra en grov uppskattning av radonavgångens storlek uttryckt i $\text{Bq/m}^2\text{s}$. Det krävs dock att mer omfattande kalibreringsarbeten utförs både vad gäller mätmetoder och utformning av behållare.

Det är viktigt att påpeka att någon kalibrering inte har utförts i någon toronmiljö motsvarande den som råder i ett radonrum. Haltberäkningarna för instrument som detekterar radon + toron är därför mycket diskutabla.

Mätningarna visar att absolutbestämningar av radonkoncentrationer i markluften och kalibreringen av instrument för markmätningar är ett betydligt större problem än motsvarande för radonavgångsmätningar med uppsamlingsbehållare vid markytan. Detta beror framför allt på att flera osäkra och svåråtkämpliga faktorer påverkar mätresultatet vid en markluftsmätning. Korrigering av dessa faktorer kan inte göras vid en kalibrering i radonrum. Även om effekterna från flertalet av dessa faktorer kunde korrigeras eller försummas återstår ändå frågan huruvida den uppmätta provvolymens koncentration är representativ för hela mätområdet. Mätningar från detta projekt visar att det förekommer stora variationer över korta avstånd i radonkoncentrationen i markluften, även i geologiskt homogena områden. Det är därför nödvändigt att en bedömning av ett områdes radonkoncentration baseras på ett flertal mätpunkter.

I stort saknas erfarenheter från absolutkalibreringar av instrument för markluftsmätningar. Detta gäller både för Sverige och utomlands. De flesta instrument som säljs för markluftsmätningar har på ett eller annat sätt testats mot känd radonhalt i någon form men få har utsatts för något ingående kalibreringsarbete vare sig i radonrum eller toronrum, eller ute i fält. Inom projektarbetet är det endast Track Etch-filmen som är någorlunda kalibrerad för markluftsmätningar och vars kalibreringsresultat finns publicerade. Liknande och mer omfattande kalibreringsarbeten måste utföras under svenska förhållanden för att göra det möjligt att kunna omräkna resultaten från markluftsmätningar till radonkoncentrationer uttryckta i enheten Bq/m^3 .

4.4 Mätmetoder och instrument

Som tidigare nämnts har ingen metod eller något instrument visat sådana svagheter att det inte skulle kunna användas vid en radonmätning. Valet av metod och instrument beror därför på användarens erfarenhet av radonmätningar och målsättningen med mätningen. Nedan följer några kommentarer och synpunkter på de metoder och instrument som används i projektet:

Emanometer, pumppmetoden

Fördel: Metoden har hög mätkapacitet, antal mätpunkter per dag varierar med instrumenttyp men är i storleksordningen 20-50 stycken. Resultatet kan avläsas direkt vid mättillfället varför flexibiliteten är stor vid val av mätpunkt och ändring av mätplan. Metoden kan skilja på radon och toron. Reproducerbarheten är tillfredsställande.

Nackdel: Metoden kan för markluftsmätningar endast användas för relativa haltbestämningar då utspädning av gasprovet varierar med markkvalitet och mätområde. För noggrannare mätningar krävs därför att pumpmätningarna kompletteras med t ex en långtidsregistrerande metod. En annan orsak till detta är även att mätresultaten kan påverkas av snabba meteorologiska variationer, i första hand kraftig nederbörd. Vid höga halter kan mätinstrumenten utsättas för kraftig dotterkontamination vilket påverkar mätkapaciteten negativt. Metoden kräver erfaren mät- och tolkningspersonal.

Alfakänslig spårfilm

Fördel: Metoden är långtidsregistrerande och påverkas därför inte av snabba meteorologiska variationer. Rätt kalibrerad kan metoden användas för bestämningar av absoluta halter i markluft. Metoden kan med hjälp av membran skilja på radon och toron. Spårfilmen kan användas av relativt otränad personal och är samtidigt den enda metod som i dag kan användas för att grovt bedöma absoluta halter i markluft utan att ha någon större erfarenhet av markluftsmätningar.

Nackdel: Metoden är långsam och kräver laboratoriebearbetning. Mätplatsen måste besökas två gånger, både vid utplacering och upptagning av detektorerna. Grävning av gropar kan i vissa fall vara både tidsödande och arbetsam om maskinell utrustning saknas. Metoden har låg mätkapacitet och liten flexibilitet. Mätnoggrannheten påverkas negativt av fukt. Endast ett fabrikat (Track Etch) får användas i kommersiellt syfte i Sverige.

Aktiverat kol

Fördel: Metoden är långtidsregistrerande men snabbare än spårfilmen (ca en vecka mot 2-4 veckor). Resultaten kan bearbetas och beräknas direkt av användaren, vilket dock kräver en viss erfarenhet av radiometrisk mätningar. Rätt kalibrerad kan metoden användas för bestämningar av absoluta halter i markluft. Metoden kan användas av otränad mätpersonal. Detektorn kan troligen användas flera gånger.

Nackdel: Metoden är ännu inte tillräckligt testad och kalibrerad för att kunna användas för markluftsbestämningar av oerfaren användare. Mätplatsen måste besökas två gånger, både vid utplacering och upptagning. Grävning av gropar kan i vissa fall vara tidsödande och arbetsam om maskinell utrustning saknas. Metoden har låg mätkapacitet och liten flexibilitet. Mätnoggrannheten påverkas negativt av fukt.

Termoluminiscensdosimeter (TLD)

Metoden har använts i för begränsad omfattning för att rättvist kunna bedöma dess för- och nackdelar. Dosimetern har endast använts vid mätningar i uppsamlingsbehållare och där visat sig ge acceptabla resultat. På grund av dess utförande och funktion är dock dess användbarhet vid markundersökningar starkt begränsad.

Halvledardetektor (alphameter)

Halvledartekniken används i flera olika instrumentutföranden för radonhaltsbestämningar. I denna undersökning har endast en typ

använts, varför denna kritik endast avser detta instrument, alphametern. Metoden har troligen en stor potentiell framtid, se kapitel 3.5.

Fördel: Instrumentet kan avläsas direkt och regelbundet utan att påverka mätplatsen. Det är därför möjligt att studera radonhaltens variation med tiden. Rätt kalibrerat kan metoden användas för bestämningar av absoluta halter.

Nackdel: Instrumentets utformning gör att det inte utan speciella arrangemang går att mäta djupare än 0,3 meter. Fukt påverkar mätresultatet negativt. Mycket låg mätkapacitet men relativt bra flexibilitet.

Luftprov i evakuerad gasolflaska

Metoden har endast använts för haltbestämningar i uppsamlingsbehållare. Haltbestämningen är den säkraste av samtliga använda metoder och metoden är därför utmärkt som referens till övriga. Då metoden har mycket låg mätkapacitet och är relativt dyrbar kan den användas endast i mycket begränsad omfattning och då som referensmätning till andra mätmetoder i samband med markundersökningar. För närvarande kan endast SSI utföra dessa mätningar.

5.1 Markluftsmätningar

En markundersökning av radon bör baseras på en långtidsregistrerande metod. Framför allt om intresse finns för att få en grov uppskattning av absolutkoncentrationerna i markluften. Som komplement till denna kan med fördel en momentan metod typ emanometer/pumpmetoden användas på grund av dess mätkapacitet och direkta haltbestämning. Pumpmetoden har god reproducerbarhet och de erhållna mätvärdena visar direkt den relativa radonkoncentrationen i marken. Med denna metod går det därför att till lägre kostnad förtäta mätningarna mellan mätpunkterna med den långtidsregistrerande metoden. Därigenom kan man snabbt undersöka hur radonhalten i markluften varierar inom mätområdet.

Radonmätningarna måste kompletteras med gammastrålningsmätningar. I alunskifferområden är totalgammamätning tillräcklig (scintillometer) medan spektrometermätningar är nödvändiga i granitområden. Detta för att kunna bedöma påverkan av toron på mätresultatet.

Svårigheten med en markluftundersökning ligger inte direkt i själva mätningen, förutsatt att den använda metoden är riktigt kalibrerad, utan i tolkningen av mätresultaten och bedömningen av radonrisken för mätområdet. Utan god kännedom om de geologiska förhållandena och andra yttre parametrar såsom meteorologiska variationer blir en tolkning av mätresultaten tämligen meningslös. På grund av den stora skillnaden i uppmätt radonhalt för närliggande mätpunkter i homogen mark måste en tolkning av en radonmätning baseras på många mätpunkter. Avståndet mellan dessa beror naturligtvis på mätområdet och målsättningen med mätningen. Vid detaljerade markundersökningar för t ex ett småhusområde bör inte mätpunktsavståndet vara större än ca tio meter. En kombination av momentana och långtidsregistrerande metoder kan med fördel användas till en sådan undersökning. Mätdjupet bör vara så stort att påverkan av atmosfäriska och meteorologiska variationer undviks. Var denna gräns för minsta mätdjup ligger är inte känt. Projektet rekommenderar tills vidare att markluftsmätningar sker på minst 0,5 meters djup samt att hänsyn tas till mätdjupet vid jämförelse mellan olika mätpunkter.

5.2 Radonavgångsmätningar med uppsamlingsbehållare

Väljs denna metod för att bedöma radonrisken i ett markområde krävs god erfarenhet av mätmetoden och det beräkningsförfarande som krävs (bilaga 1) för att kunna bearbeta mätresultaten.

Mätningarna måste kompletteras med gammamätningar, spektrometermätningar i granitområden och geologiska undersökningar.

En enkel och lämplig metod att använda för haltbestämningar i behållare är den momentana pumpmetoden (emanometer). 4-5 mätningar bör göras inom de första 10-15 timmarna och därefter ca 2 ggr per dygn tills radonhaltens jämviktswärde uppnåtts. Tidpunkten för utsättningen av behållaren och de olika provtagningstillfällena måste bestämmas noggrannt.

Mätbehållaren bör ha en diameter och höjd mellan 0,3 och 0,6 meter.

Metoden är känslig för meteorologiska variationer varför parametrar såsom nederbörd, lufttryck och vind måste mätas i samband med avgångsmätningarna.

5.3 Meteorologiska mätningar

Följande bör beaktas vid meteorologiska mätningar i samband med en radonundersökning.

Lufttryck och tryckvariationer

Undersökningar visar att då lufttrycket faller under en tretimmars period mer än eller lika med 2hPa (mbar) kan radonkoncentrationen under markytan uppvisa förhöjda värden. Höga atmosfärstryck tycks å andra sidan ge upphov till minskade koncentrationer. Man utför därför inte helt representativa radonmätningar vid atmosfärstryck större än 1020 hPa (mbar) eller då tryckfallet under en 3-timmars period är större än eller lika med 2 hPa.

Vindhastighet

Förhöjda vindhastigheter tycks medföra en ökad diffusion under markytan. Man bör därför vara observant om vindhastigheten på tio meters höjd (standardhöjd) överstiger 5 m/s.

Nederbörd

All förekomst av nederbörd medför ändringar av markens egenskaper ur radondiffusionshänseende. Detta gäller t ex vid regn. För nederbördsintensiteter uppgående till ca 2,5 mm/timme eller mer påverkas t ex toronexhalationen. Som en första approximation kan man anta att detta kan gälla för radon trots dess betydligt längre halveringstid.

Även förhållanden med frusen markytan eller snötäcke medför stor inverkan på radonhalterna under markytan. Undersökningar visar att vid snötäcke kan halterna höjas med en faktor 5.

6 LITTERATUR

Alter, H W, 1980, Passive integrating radon monitor for environmental monitoring, in press submitted to Health Physics June 1980.

Baretto, P M C, 1977, Radon-222 emanation characteristics of rocks and minerals, IAEA-PL-565/1.

Bäverstam, U, 1980, Spärfilm i bostäder, SSI: 1980-15.

Gingrich, J E, Fisher, J C, 1976, Uranium exploration using the Track-Etch method, IAEA-SM-208/19.

Hambleton-Jones, B B, 1980, Sniffing out uranium, Nuclear active no 22.

Hesselbom, Å, et al, 1980, Undersökning av geologi och radon inom Fogdegården V:a Varnhem, Sveriges geologiska undersökning, intern rapport.

Israelsson, S, et al, 1973, Simultaneous measurement of radon (Rn-222) and thoron (Rn-220) in the atmospheric surface layer, Tellus, 25(3): 281-290.

- 1978, Meteorological influences on atmospheric radioactivity and its effects upon the electrical environment, Department of Meteorology, University of Uppsala, Sweden.

Kraner, H W, et al, 1964, Measurements of the Effects of Atmospheric Variables on Radon-222 Flux and Soil-Gas Concentration. The Natural Radiation Environment, Chicago Press.

Holmqvist, L, 1980, Radonmätning med plastfilm, en ny teknik för geologiska undersökningar, prospektering och för kartläggning av strålningsmiljö, STU-rapport 77-3590.

Morse, R H, 1976, Radon counters in uranium exploration, IAEA-SM-208/55.

Smith, A Y, Baretto, Pournis, 1976, Radon methods in uranium exploration, IAEA-SM-208/52.

Tanner, A B, 1964, Radon migration in the ground: A Review, The Natural Radiation Environment, Rice University Publications, Chicago Press.

- 1978, Radon migration in the ground: A supplementary review, U S, Geological Survey Open-File Report 78-1050.

Tovedal, H (under utarbetande), Beräkning av radonavgång från mark, Studsvik Energiteknik AB.

Warren, R C, 1977, Recent advances in uranium exploration with electronic alpha cups, Geophysics, Vol. 42, No 5.

Åkerblom, G, et al, 1979, Undersökning av gammastrålningen inom det planerade bostadsområdet Balltorp, Sveriges geologiska undersökning, intern rapport.

Österlund, S-E, 1980, Gammaspectrometriska in-situ-mätningar i morän, Sveriges geologiska undersökning, geofysik FM 8018.

BILAGA 1. RADONAVGANGSMÄTNINGAR MED UPPSAMLINGSBEHÅLLARE (Tovedal, Hesselbom)

I denna bilaga redovisas resultaten av de mätningar av radonkoncentrationen och radonavgången (-exhalationen) som utförts i uppsamlingsbehållare. Dessutom redovisas teorin bakom beräkningarna av radonavgången som baserats på några av dessa mätningar. Ett alternativ till denna metod för bestämning av radonavgången från markytan redovisas i bilaga 4.

1. Radonkoncentrationen i uppsamlingsbehållare

För att bedöma möjligheterna att mäta absolutkoncentrationerna i uppsamlingsbehållare gjordes jämförande mätningar med ett flertal metoder.

Radonavgångsberäkningarna baseras på mätningar vid olika tidpunkter med emanometer och halvledardetektor (alphameter). I samband med dessa mätningar togs luftprover i gasolflaska för analys i jonisationskammare på SSI i Stockholm. För att mäta medelvärdet i behållarna under en längre tid placerades TL-dosimetrar, spårfilm och ROAC-detektorer i behållarna. Expositionstiden för TLD och spårfilmen var 3-4 veckor och 5-8 dagar för ROAC. Uppmätta värden representerar radonkoncentrationens medelvärde under expositionstiden.

De redovisade resultaten uttryckta i kBq/m^3 baseras på uppgifter från analyser utförda av SSI (gasolflaska) och Studsvik (TLD, Kodak) samt från jämförande mätningar utförda av SGU i SSI:s radonrum.

Som framgår av tabell 1 fås en god överensstämmelse för beräknad absolutkoncentration mellan de olika metoderna. SSI:s analys och emanometermätningar är direkt jämförbara då dessa är momentana prov tagna vid samma tillfälle. Övriga metoder redovisar medelvärdet under expositionstiden. Observera att spårfilmens (Kodak) mätvärde avser radon + radondöttrar, varför den ofta ger ett högre mätvärde. Den dåliga överensstämmelsen mellan SSI-analysen och TLD samt spårfilmen i granitområdena C och D beror på inverkan av toron på TLD och spårfilmen, medan SSI:s analys avser endast radonhalten.

För att bestämma radonavgången med använd uppsamlingsmetod bör metoder användas där avläsning kan ske av radonkoncentrationens uppbyggnad med tiden. De utförda mätningarna visar att de använda emanometerinstrumenten och halvledardetektorerna (alphameter) ger så reproducerbara och noggranna mätvärden att mätning med dessa i stor utsträckning kan ersätta den dyrbarare och mer tidskrävande provtagningen med gasolflaska med efterföljande laboratorieanalys (SSI-analys).

2. Beräkning av radonavgång

Det radon som avges av marken samlas upp i en mätbehållare som placeras på marken och tätas med jord runt kanten. Radonhalten i behållaren ökar till ett jämviktswärde, bestämt av

Tabell 1. Beräknade absolutkoncentrationer (kBq/m^3) uppmätta i uppsamlingsbehållare.

	Mätpunkt	SSI	Emano- meter	TLD	KODAK	ROAC	Alpha- meter
Område A	70 W	1,3	2			1	
	70 W	3,8	2	2,1	8,0		
	135 E	1,7	3				
	135 E	4,1	5	2,5	6,5		
Område B	3	146	93			104	
	4	145	97	58,5	158		
Ranstad		18,7	14				29
Område C:1	6		107			110	
	7	107	64	288	186		
	8	59,8	43				56
Område C:2	6		21			34	
	7	25,5	20	78,3	75,8		
Granithäll (omr C)	X	15,6	18			16	
	Y			91,7	99,9		
Område D:1	6	7,1	6	15,3	17,5		
	7					6	
Område D:3	1	16,5	18			20	
	5		25	55,3	36,6		
Område D:2	4			13,4	14,9		
Granithäll (omr D)	W	0,7	1			1	
	Z			3,7	5,1		

Noteras! Värdena för SSI, Emanometer och ROAC avser enbart radon, Alphameter och TLD avser radon + toron, Kodak avser radon + toron + radon- och torondöttrar.

- radonavgången (exhalation)
- radonets återdiffusion genom marken
- eventuella läckage
- radonets sönderfallstakt
- kärlets effektiva höjd, dvs kvoten mellan dess volym och den öppna ändens area.

Beräkningen av radonavgången baseras på en metod beskriven av Tovedal. Där beräknas radonavgången med hjälp av uttrycket

$$Q = \lambda H C_{\infty} \quad \text{Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1} \quad (1)$$

$$Q = \text{radonavgången, Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$$

$$\lambda = \text{relativa förändringen av innesluten radonhalt, s}^{-1}$$

$$H = \text{behållarens effektiva höjd, m}$$

$$C_{\infty} = \text{radonhaltens jämviktsvärde Bq m}^{-3}$$

Metoden bygger på att radonhalten i behållaren mäts vid olika tidpunkter så kort tidrymd att radonavgången kan anses vara konstant. Ur mätvärdena och med kännedom om H beräknas λ och C_{∞} genom anpassningsräkning enligt minsta-kvadratmetoden.

2.1 Mätbehållare

Som mätbehållare används ett standardplastkärn av stympad-konform med dimensionerna

öppna ändens radie:	0,18 m
slutna "-	: 0,14 m
höjd	: 0,40 m

Behållarens volym:

$$V = 0,032 \text{ m}^3$$

och dess effektiva höjd:

$$H = 0,32 \text{ m}$$

2.2 Mätning av radonhalten i behållaren

Två utrustningar, här kallade Alphameter resp emanometer Re 279, användes för att vid olika tidpunkter mäta radonhalten i behållarna. De beskrivs i kapitel 3 i rapporten.

2.3 Beräkningar

Den här använda metoden för mätning av radonavgång från mark har tidigare använts i Studsvik. Det fanns redan en viss erfarenhet som kunde utnyttjas bl a vid val av tidpunkterna för mätning av radonhalten i behållaren.

Under de första 8-10 timmarna efter att behållaren satts ut mättes radonhalten ungefär varannan timme och därefter en gång dagen efter. Mätningar gjordes också i allmänhet 4, 5 och 7 dygn efter utsättningen.

Resultaten från mätningarna under första dygnet användes för att bestämma λ och C_{∞} . Sambandet mellan dessa och det uppmätta värdet på radonhalten vid tidpunkten t , C_t , ges av Tovedal, 1980.

$$C_t = C_\infty(1 - e^{-\lambda t}) \quad (2)$$

eller

$$\lambda = -\frac{1}{t} \ln \left(1 - \frac{C_t}{C_\infty}\right) \quad (3)$$

För varje mätserie undersöktes vilket värde på C_∞ som gav det bästa värdet på λ . Den kombinationen av λ och C_∞ användes där-
efter i (1) för beräkning av radonavgången.

Detaljerade utvärderingar gjordes i fyra behållare, där radonhal-
ten mättes med emanometer och i två behållare, där mätningarna
gjordes med Alphameter.

Som exempel visas här utvärderingen av den sistnämnda mätningen.
Följande mätvärden erhöles vid de olika tidpunkterna.

Mätning nr	Tidpunkt för mätning	Tid från utsättning t, h	Uppmätt radonhalt C_t , kBq m ⁻³
	80-07-10 kl 09.00	0	-
1	"- 11.00	2	7,3
2	"- 13.00	4	19,7
3	"- 15.00	6	28,0
4	"- 20.00	11	39,5
5	80-07-11 " 10.00	25	56,2
6	80-07-14 " 10.00	97	53,9
7	80-07-15 " 11.00	122	54,2
8	"- " 15.00	126	59,8
9	80-07-17 " 10.00	169	70,3

Behållaren sattes alltså ut 80-07-10 kl 09.00 varefter man gjorde
nio mätningar. Man ser att mätningarna 5-8 gav ungefär samma re-
sultat och då dessa gäller för en period om sex dygn tas medel-
värdet som jämviktsvärde C_∞ för radonhalten

$$C_\infty = 56,0 \pm 2,7 \text{ kBq m}^{-3}$$

Det nionde värdet 70,3 är avsevärt högre vilket torde bero på att
radonavgången ökat mellan 80-07-15 och 80-07-17. Samma tendens
observeras vid övriga mätningar, vilket kommenteras längre fram.

Utgår man från mätningarna 1-4 skall nu dessa ge ett bästa λ -
värde som motsvarar $C_\infty \sim 56$ för att förhållandena under mätning-
arna skall anses ha varit acceptabelt stabila. Följande resultat
erhöles:

Mätning	$\lambda \times 10^4, \text{h}^{-1}$				
nr	$C_\infty = 52$	54	56	58	60
1	756	726	698	673	649
2	1190	1135	1084	1037	995
3	1289	1218	1155	1099	1048
4	1296	1195	1111	1039	976
Medelvärde	1258	1183	1117	1058	1006
mätn 2-4	$\pm 4,7 \%$	$\pm 3,6 \%$	$\pm 3,2 \%$	$\pm 3,3 \%$	$\pm 3,7$

Mätning 1 har uteslutits på grund av att resultatet signifikant avviker från de övriga. Den första mätningen blir alltid den mest osäkra, dels för att radonhalten då är lägst, men främst för att relativa felet i tidsangivelsen här kan bli stort. En så liten tidsavvikelse som tio minuter har stor inverkan på mätresultatet.

Mätningarna 2-4 ger som synes det bästa λ -värdet, $\lambda = 0,11 \pm 3,2 \%$ för jämviktswärdet $C_\infty = 56 \text{ kBq m}^{-3}$, vilket alltså verifierar stabiliteten under mätperioden.

Radonavgången beräknas med dessa värden.

$$\lambda = 0,11 \text{ h}^{-1} = 3,1 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$$

$$C_\infty = 56 \text{ kBq m}^{-3} = 5,6 \times 10^4 \text{ Bq m}^{-3}$$

$$H = 0,32 \text{ m}$$

insatta i (1) till

$$Q = 3,1 \times 10^{-5} \times 0,32 \times 5,6 \times 10^4$$

$$Q = 0,56 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$$

Med hjälp av λ -värdet kan också tidpunkten när jämvikt inträder beräknas. Förloppet har exponentiell karaktär varför teoretiskt endast en viss grad av jämvikt kan uppnås.

I detta fall har 95 % av slutvärdet uppnåtts efter

$$t_{95} = -\frac{1}{0,11} \ln 0,05$$

$$t_{95} = 27 \text{ h}$$

Oavsett radonavgångens storlek har det här studerade mätarrangemanget en tidsfunktion som ges av

$$C_t = C_\infty (1 - e^{-0,11 t})$$

(tiden t i h)

Tabell 2. Sammanställning av mätresultat.

Område (mät punkt)	Mätutrust- ning	λ, h^{-1}	t_{95}, h	$C_{\infty}, Bq m^{-3}$	$Q, Bq m^{-2} s^{-1}$	Q vid senare tidpunkt
C:2 (6)	Re 279	0,25	12	19000	0,41	0,77
C:2 (7)	"	0,14	22	20000	0,25	0,52
C:1 (6)	"	0,30	10	42000	1,1	2,9
C:1 (7)	"	0,30	10	41000	1,1	3,3
C:1 (8)	alpha-meter	0,11	27	56000	0,56	0,69
Ranstad	"	0,14	22	29000	0,36	0,54

Mätvärdet nr 8, $70,3 \text{ kBq m}^{-3}$, som erhöjls efter ca 170 h, bör där-
för tydas som att radonavgången ökat från $0,56 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ till

$$Q = 3,1 \times 10^{-5} \times 0,32 \times 7,0 \times 10^4$$

$$Q = 0,69 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$$

under förutsättning att tillståndet då är stabilt sedan ca ett dygn tillbaka.

Mätningarna med övriga behållare har utvärderats på samma sätt som ovan. Resultaten är sammanställda i tabell 2.

2.4 Sammanfattning och bedömning

Under förutsättning att radonavgången från marken är konstant under första dygnet av mätperioden är den här använda metoden acceptabelt reproducerbar. Tätningen mellan mätbehållare och marken är inte kritisk då ett ökat läckage leder till ett högre λ -värde men samtidigt ett lägre C_{∞} -värde och tvärtom. Radonavgången torde därför kunna bestämmas med tillräcklig noggrannhet med hänsyn till de variationer som beror av variationer i lufttryck, temperatur m m.

Metoden har använts i andra projekt med helt andra typer av mätbehållare och mätmetoder för radonhalten och även där visat sig ge godtagbara resultat. I stort har hittills utförda mätningar gett intrycket att de säkraste resultaten erhöjllits med mätbehållare som har diameter och höjd mellan 0,3 och 0,6 meter, att radonhaltens jämviktsvärde uppnås inom ca ett dygn, att 4-5 mätningar bör göras inom de första 10-15 timmarna och att tidpunkten för utsättning av behållaren och första mätningen bör bestämmas noggrannnt.

För den slutgiltiga bedömningen av metodens användbarhet måste först resultaten ställas mot geologiska och meteorologiska data från mätplatserna och mättidpunkterna. Exempelvis visar mätningarna att radonavgången genomgående ökade efter ett par dygn. Förklaringen till detta bör i första hand sökas bland miljöfaktorererna då mätmetoden rimligtvis bör ge konstanta värden vid stabila förhållanden.

Referens

1. "Beräkning av radonavgång från mark". Hans Tovedal, Studsvik Energiteknik AB (under utarbetande).

BILAGA 2. RESULTAT FÄLTMÄTNINGAR

Mätningar har utförts i två olika geologiska miljöer; alunskiffer och granitisk miljö. Det geografiska läget för respektive mätområde framgår av lägeskartan på nästa sida.

I alunskifferområdet produceras radon från alunskifferberggrunden eller från lösa jordarter och moräner med varierande inslag av alunskifferfragment. Alunskiffermiljön karakteriseras av höga urankoncentrationer (U-238) och i allmänhet försumbara koncentrationer av torium (Th-232). Detta innebär att markluften i huvudsak innehåller den uranproducerade radonisotopen Rn-222 vilka i denna rapport benämns radon, till skillnad från den toriumproducerade radonisotopen Rn-220 som här benämns toron.

Den granitiska miljön innehåller förutom höga halter av uran, även höga halter av torium, i viktsprocent räknat vanligtvis högre halter än uran. I granitområden kommer därför mätresultaten att påverkas av både radon och toron. Beroende på stora skillnader i halveringstid (radon 3,8 dagar, toron 54,5 sekunder) är det möjligt att för vissa metoder dämpa toroninträngningen till detektorn och för andra att beräkna förhållandet mellan radon och toron. Liksom i alunskiffermiljön produceras gasen antingen från den fasta berggrunden eller från granitiska fragment i de lösa jord- och moränlagren.

Från alunskiffermiljön presenteras resultat från två mätområden, A och B. Område A är en längdprofil tvärs kontaktzonen mellan alunskiffer och överliggande kalksten. Jordlagret uppvisar inga förhöjda halter av radonproducerande ämnen. Område B är en mätstation i en högaktiv jordart med stort inslag av radonproducerande alunskifferfragment. Inom ett begränsat område har i första hand mätdjupets inverkan på radonkoncentrationen studerats.

Från mätningarna i den granitiska miljön presenteras resultat från två områden; område C med ovanligt höga halter av uran och torium samt område D med lägre för området normala halter.

Område C består av två mätstationer C:1 och C:2 och område D av tre stationer, D:1, D:2 och D:3.

Redovisningen av resultaten sker områdesvis. I varje mätområde beskrivs geologin med tonvikt på fördelningen av de radonproducerande berg- och jordarterna. Vidare beskrivs vilka metoder och instrument som använts vid mätningarna. Mätplatsens utseende visas med en skiss. Resultaten från mätningarna redovisas som profiler (område A) eller i diagramform (övriga områden). Om diagrammen kan nämnas att de horisontella axlarnas siffror avser numren på mätpunkter eller mätgropar enligt mätskisserna för respektive område. Avsikten att visa resultaten i denna form i stället för i tabellform är att på grafisk väg lättare åskådliggöra relativa förändringar mellan olika metoder i uppmätt radonhalt beroende på flera parametrar såsom t ex mätdjup, uran- och toriumhalt i berg- och jordarterna samt därmed också inverkan av toron.

Förkortningar:

c	= counts
h	= timma
m	= minut
s	= sekund
ppm	= part per million
ö	= öppen detektor
m	= detektor med torondämpande membran
f	= detektor med filter
Rn	= radon (Rn-222)
Tn	= toron (Rn-220)
U	= uran

OMRADE A

Syfte

Syftet med mätningen var att studera markluftens radonhalt med olika mätmetoder i en alunskiffermiljö.

Geologi

Landskapet i mätområdet är småkuperat med nivåskillnader på upp till tio meter. Jorddjupet över mätprofilen varierar mellan 4-8 meter och berggrunden är inte blottad. Den geologiska profilen baseras på uppgifter från borrhål (figur 2).

Berggrunden utgörs av uranrik alunskiffer som i den västra delen av profilen överlagras av kalksten.

Det täckande jordlagret består till största delen av småblockig sandig morän med stor inblandning av kalkstensfragment i den västra delen av profilen. Blockigheten minskar med djupet för att övergå till mer lerblandad morän mot berggrundskontakten. De centrala delarna av profilen är leriga. Ovanpå moränen finns ett humuslager vars mäktighet varierar mellan 0,1-0,5 meter.

Grundvattenytan ligger på ca 0,5 meters djup i den leriga delen av profilen och på ca 4,5 meters djup längst i öster.

Mätning av gammastrålningen i ett borrhål vid 130 E ger värden mellan 4 och 8 $\mu\text{R/h}$ med den något högre aktiviteten i det översta moränskiktet.

Spektrometermätningar utfördes i alla mätpunkter på 0,75 meters djup. Kalium- och toriumhalterna i moränen är försumbara och uranhalten är låg, mellan 1-4 ppm uran.

Den låga gammaaktiviteten i borrhålet samt den låga uranhalten i groparna tyder på att eventuella förhöjningar av radonhalten i markluften inte produceras av de lösa jordarterna utan härstammar från den underliggande alunskifferberggrunden.

Mätningen

En profil om 250 meter mättes med tio meters punktavstånd. I varje mätpunkt gjordes emanometermätningar med instrument av två olika fabrikat (Bondar Clegg typ Re 279 och EDA typ RD 200). För att studera reproducerbarheten utfördes mätningarna två gånger

per instrument med flera dagars mellanrum. Mät djupet var för alla mätpunkterna 0,6-0,8 meter och håltagningen var lika för båda instrumenten.

I varje mätpunkt grävdes därefter två 0,75 meter djupa gropar. Avståndet mellan groparna var 0,5 meter. I den ena gropen placerades fyra spårfilmsdetektorer, två av vardera Track Etch och Kodak LR 115 varav den ena var öppen och den andra var försedd med membran respektive filter.

För Track Etch användes ett semi-permiabelt plastmembran tillverkat av Terradex medan Kodakdetektorn försågs med ett fem millimeter tjockt skumgummifilter.

I den andra gropen placerades en radondetektor som mäter radonhalten med hjälp av aktivt kol av fabrikat Inter-Science R&D typ ROAC (radon on activated charcoal).

Mät-detektorerna övertäcktes med ett plastskydd och groparna fylldes därefter igen. Exponeringstiden för spårfilmerna var 19 dagar och för ROAC sju dagar.

Resultat

Mätresultaten presenteras i form av profiler. Den geologiska tolkningen baseras på uppgifter från Ranstads Skiffer AB, i första hand detaljerade borrhningar i området. Det bör påpekas att den geologiska profilen fastställdes innan mätningarna påbörjades.

Som framgår av profilerna överensstämmer mätresultaten från de olika metoderna på ett övertygande sätt. De uppmätta radonförhöjningarna kan även förklaras geologiskt.

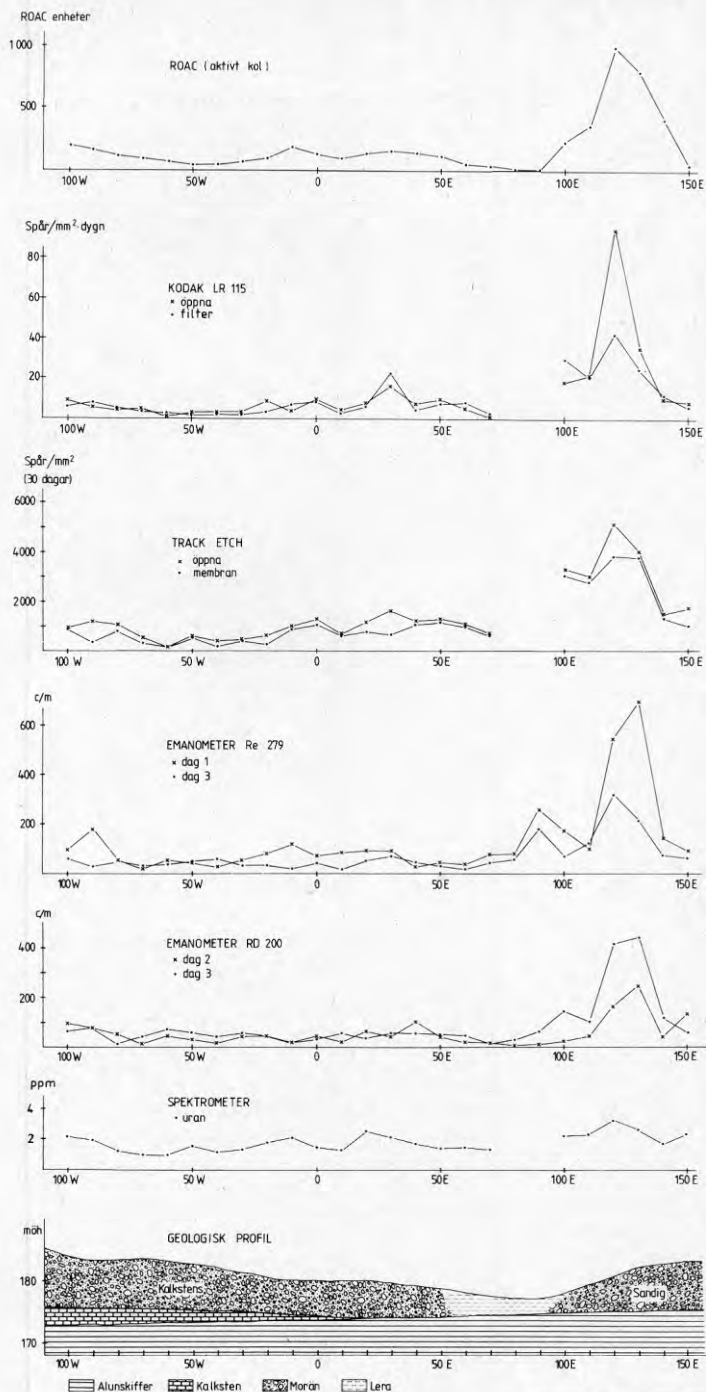
Mätningarna indikerar en kraftig radonförhöjning mellan 120-140 E. Moränen är här sandig och överlagrar direkt alunskiffern. Vissa indikationer finns även på en svagare förhöjning runt 90 E i östra kanten på det leriga partiet. Spårfilmerna och spektrometern mättes inte mellan 80 och 90 E på grund av att grundvattnet stod högt vid tillfället.

Över det leriga partiet fås en låg radonrespons vilket förklaras av lerans goda förmåga att hindra diffusion av radon.

Mellan 0-50 E finns, bl a på spårfilmerna, vissa tendenser till svaga radonförhöjningar. Området ligger geologiskt mellan kalkstenskontakten och leran. Exakta läget på kalkstenskontakten är dock okänt. I moränen ökar inslaget av kalkstensfragment successivt mot väster.

På västra sidan av profilen, över kalkstenen, är radonkoncentrationerna låga. Kalkstenen fungerar i denna del av profilen som en radonspärr. Längst i väster finns dock en tendens till förhöjd radonkoncentration. Något geologiskt belägg för att förklara detta finns inte.

De svaga men ändå påvisbara förhöjningarna av urankoncentrationen, som sammanfaller med radonanomalierna, beror troligen på gammastrålning från radondöttrar i moränen. Dessa har bildats vid sönderfall av radon som transporterats upp från den djupare liggande alunskiffern.



Radonkoncentration i mark Område A

SGU
Geofysiska byrån
Oktober 1980
Åke Hesselbom

Radonhalterna i markluften, uttryckta i Bq/m^3 , kan grovt uppskattas baserat på tidigare nämnda kalibreringar. Förhöjningen vid 120-140 E håller ca $150\,000\text{ Bq/m}^3$ beräknat på Track Etch och ROAC. Över kalkstenen uppskattas radonhalten till i medeltal ca $15\,000\text{ Bq/m}^3$.

Radonhalten mättes i fyra uppsamlingsbehållare, två stycken placerade vid 70 W och två vid 135 E. Följande halter uttryckta i kBq/m^3 erhöles:

	70 W	70 W	135 E	135 E
SSI-luftprov (Rn)	1,3	3,8	1,7	4,1
Emanometer (Rn)	1,5	2,3	2,5	4,8
TLD (Rn)		2,1		2,5
KODAK (Rn+RnD)		8,0		6,5
ROAC (Rn)	1,4			

Mätningarna visar inte, som kanske väntat, med tanke på markluftsmätningarna, någon högre halt vid 135 E.

Radonavgångmätningar, se vidare bilaga 1.

OMRÅDE B

Syfte

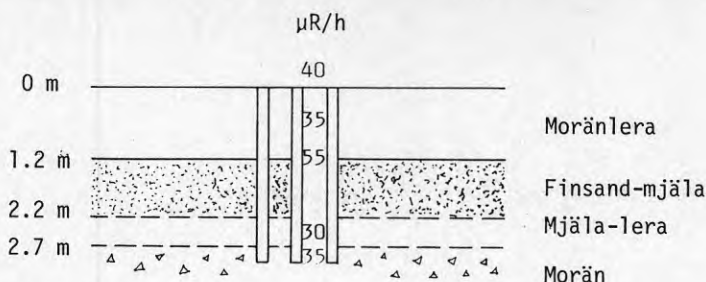
Syftet med undersökningen var att med olika mätmetoder studera radonhalten i markluften i en alunskiffermorän.

Geologi

Mätområdet är beläget i kontaktzonen mellan kalksten och alunskiffer. Jordlagret på mätplatsen utgörs av;

- 0 - 1,2 m Moränlera, eventuellt svallad, i vilken ingår upp till 5 cm stora fragment av alunskiffer. Aktivitet på markytan är $30\text{--}50\text{ }\mu\text{R/h}$.
- 1,2 - 2,2 Finsand - mjäla som är rikt vattenförande. Aktiviteten i sandlagret är ca $35\text{ }\mu\text{R/h}$. Högsta aktivitet, $55\text{ }\mu\text{R/h}$, uppmättes i moränlagret alldeles ovanför sandlagret.
- 2,2 - 2,7 Mjäla - lera. Aktivitet $30\text{ }\mu\text{R/h}$.
- 2,7 - ? Morän med stenar och block av alunskiffer, kalksten, gnejs, granit och grönsten. Aktivitet $30\text{--}35\text{ }\mu\text{R/h}$.

Lagerföljden baseras på tre borrhål, borrade på mätplatsen. Dessa stoppade på samma djup, 3,0 meter, vilket tyder på att de eventuellt är borrade till håll av skiffer.

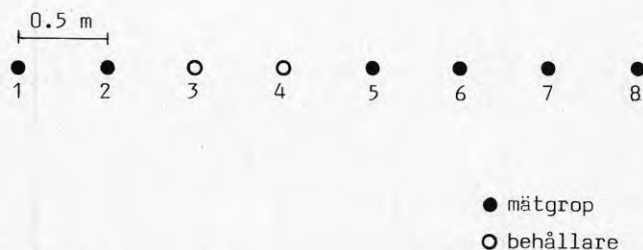


Figur 3. Geologisk lagerföljd, område B

Uranhalten i moränleran är ca 25 ppm mätt med spektrometer i gropar. De översta decimetrarna av moränleran innehåller mindre mängd alunskifferfragment och ger därför en lägre uranhalt, medelhalt 10 ppm. Toriumhalten är försumbar medan kaliumhalten varierar mellan 5-10 %, vilket bidrar till den totala gammastrålningen med 10-15 $\mu\text{R/h}$.

Mätningen

Mätplatsen består av åtta mätpunkter i linje med ett punktavstånd på en meter. Mätpunkterna fördelas på sex gropar och två uppsamlingsbehållare.



Figur 4. Mätplan område B

Groparna 1 och 2 är 0,9 meter djupa, 5 och 6 är 0,6 meter djupa och groparna 7 och 8 är 0,3 meter djupa.

Innan groparna grävdes kontrollerades med emanometer om det förekom någon förhöjd halt av radon i markluften. Mätningen visade att så var fallet och indikerade dessutom mycket höga radonhalter.

På de åtta mätpunkterna utfördes följande mätningar och med följande antal detektorer per mätplats;

Punkt	Djup	Track Etch		Kodak		ROAC	Spektrometer
		Ö	M	Ö	F		
1	0,9					2	X
2	0,9	1	1	1	1		X
5	0,6					2	X
6	0,6	1	1	1	1		X
7	0,3					2	X
8	0,3	1	1	1	1		X
3	TLD, Kodakfilmer (5 st), emanometer, luftprov till SSI						
4	ROAC (3 st), emanometer, luftprov SSI						

Expositionstider i dagar;
 spårfilm i grop: 20
 ROAC i grop: 7
 spårfilm och TLD i behållare: 22
 ROAC i behållare: 7

Resultat

Resultaten av mätningarna framgår av diagrammet (figur 3). Nedan följer kommentarer till resultaten från varje mätmetod, i den följd som de presenteras i diagrammet med början uppi från.

Spektromettermätningarna visar att uranhalterna i moränmaterialet är ungefär lika på 0,6 meter resp 0,9 meters djup. Uranhalten i de två grunda groparna är dock betydligt lägre, vilket som tidigare nämnts beror på minskat inslag av alunskifferfragment samt ökat humusinslag i ytmaterialet.

Track Etch visar på en kraftig ökning av radonhalten med djupet. Eftersom inget torium finns i moränmaterialet, finns inte heller något toron i jordluften. Därför bör membrandetektorernas mätresultat vara konstant i förhållande till de öppna detektorerna. Membrandetektorn i punkt 6 ger en alltför stor dämpning.

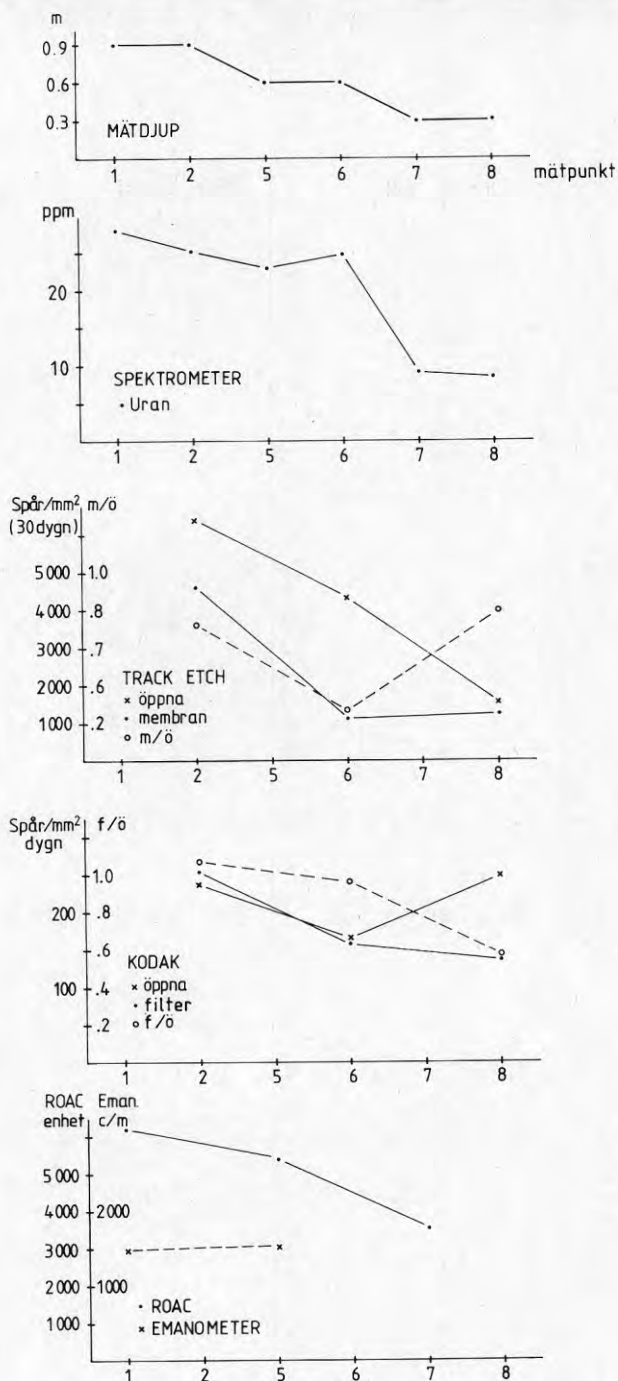
Även mätningar med Kodakfilm visar att radonhalten ökar med ökat djup. Den öppna detektorn i punkt 8 visar dock en överraskande kraftig höjning av radonhalten. Orsaken till detta kan vara att detektorn oturligt placerats ovanpå ett block av alunskiffer. Filtret som använts dämpar inte radondiffusionen in till mätdektorn på samma sätt som för Track Etch.

ROAC indikerar liksom spårfilmerna att radonhalten på mätplatsen är djupberoende. Ökningen från djupet 0,6 till 0,9 meter är dock något mindre än för spårfilmerna. De två detektorerna i varje mätgrop visar inbördes på största standardavvikelse för grop 1 169 mätenheter vid ett medelvärde av 6 190 enheter.

Emanometermätningen gjordes endast i punkterna 1 och 5, med resultaten 1 494 resp 1 517 c/m på 0,7 meters djup, vilket antyder att radonhalten är relativt konstant i markluften.

Radonkoncentrationens fördubblingsdjup L_2 (definierat av Malmqvist 1980) har beräknats baserat på mätresultaten från de tre mät djupen.

FIG 3



Radonkoncentration i mark
Område B

SGU
Geofysiska byrån
Oktober 1980
Åke Hesselbom

	L_2 (cm)
Track Etch Ø	29
" m	31
Kodak Ø	58
" m	69
ROAC	73
Emanometer typ A	30
"- B	21
X	44,4
S	6,7

Radonhalterna i markluften, uttryckta i Bq/m^3 , kan grovt uppskattas baserat på tidigare nämnda kalibreringar. Följande resultat uttryckta i kBq/m^3 erhöjls:

Område B (alunskiffer)		kBq/m^3			
Metod	Anm	Behållare på markytan	Mät djup (m)		
			0,3	0,6	0,9
Track Etch (öppen)	Rn		503	1 440	2 110
"- (membran)	"		665	619	2 552
ROAC	"	104	511	796	904
Emanometer	"	94	92	182	
Kodak (öppen)	Rn + RnD	158			
TLD	Rn	58			
Luftprov SSI	"	145			
Alphameter	"		350		

Beräkningar av radonavgången (-exhalationen) har utförts baserat på ovanstående mätresultat från Track Etch öppna och ROAC (bilaga 4).

instrument	beräkningsmetod	exhalation ($\text{kBq/m}^2\text{s}$)
Track Etch	grafisk	$10,6 \times 10^{-3}$
ROAC	"	$0,9 \times 10^{-3}$
Track Etch	numerisk	$(3,4 - 6,4) \times 10^{-3}$
ROAC	"	$(0,5 - 1,1) \times 10^{-3}$

OMRÅDE C:1

Syfte

Syftet var att studera olika mätmetoders förmåga att mäta radonhalten i markluften i en granitisk miljö med höga halter av uran och torium.

Geologi

Mätplatsen ligger på en moränsluttning i kanten på ett bergigt parti. Området är starkt kuperat, växlande mellan blottade bergpartier och dalgångar fyllda med morän. Berggrunden är en rödaktig mycket radioaktiv granit, ofta överstigande $150 \mu\text{R/h}$. Dalsänkorna och sluttningarna täcks huvudsakligen av normalblockig morän.

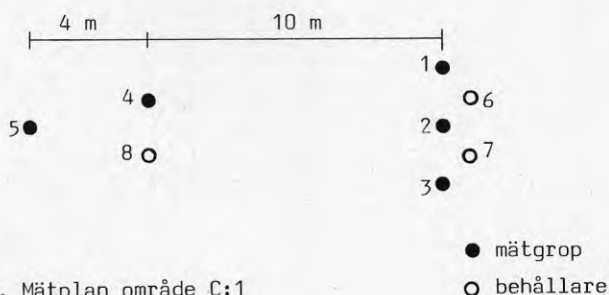
Spektrometermätningar i gropar visar på höga uran- och toriumhalter i moränen. Det är framför allt toriumhalterna som är höga vilket betyder att det kan förekomma höga halter av toron (Rn-

220) i markluften. Halterna varierar dock stort inom mätområdet. Högsta värdena finns i moränen i den norra delen närmast bergutgåendet med ca 40 ppm uran och 130 ppm torium. I den sandigare moränen ca 30 meter från bergutgåendet håller moränen ca 15 ppm uran och 80 ppm torium. Uran/torium-förhållandet är i genomsnitt 0,2.

Graniten i området håller i medeltal ca 130 ppm uran och ca 320 ppm torium med ett U/Th-förhållande på 0,4.

Mätningarna

Mätplatsen består av fem mätgropar, samtliga 0,5 meter djupa samt tre uppsamlingsbehållare.



Figur 6. Mätplan område C:1

Avståndet mellan nära liggande gropar och behållare är 0,3 meter medan övriga avstånd framgår av figuren.

Innan groparna grävdes gjordes en emanometermätning i markluften. Mät djupet var ca 0,6 meter och mättiden var fem minuter med avläsning varje minut. Detta för att kunna beräkna förhållandet mellan radon och toron i markluften.

I groparna utfördes följande mätningar och med följande antal detektorer i varje mätpunkt:

Grop	Track Etch		Kodak		ROAC	Spektrometer
	Ø	M	Ø	M		
1	1	1	1	1	2	X
2	1	1	1	1	2	X
3	1	1	1	1	2	X
4	1	1	1	1	2	X
5	1	1	1	1	2	X

punkt (uppsamlingsbehållare)

6 ROAC, emanometer

7 TLD, 5 st kodakfilmer, emanometer, luftprov till SSI

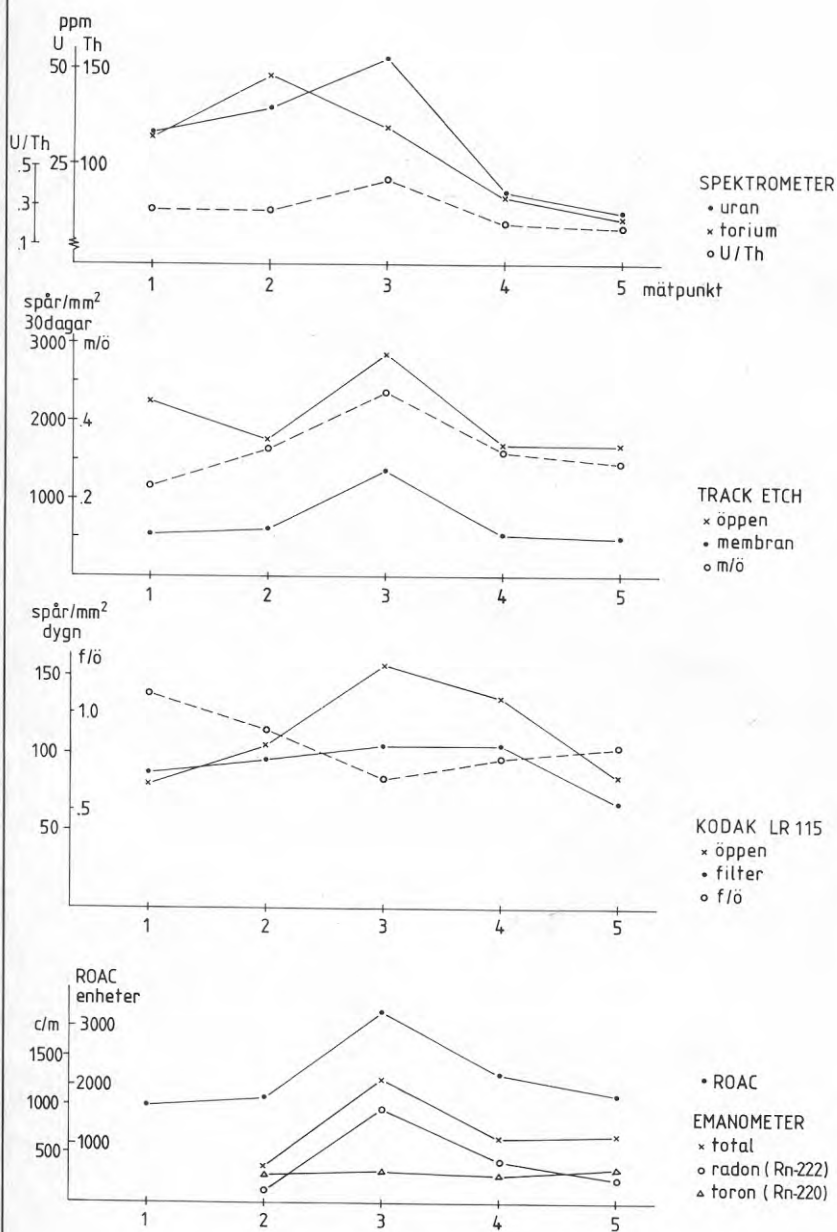
8 Alphameter, emanometer, luftprov till SSI

Exponeringstiden för spårfilmerna var 28 dagar och för ROAC fem dagar. I uppsamlingsbehållarna var expositionstiden för ROAC sju dagar och för kodakfilmerna och TLD 32 dagar.

Resultat

Spektrometermätningen i groparna visar att uran- och toriumhal-

FIG 4



Radonkoncentration i mark
Område C:1

SGU
Geofysiska byrån
Oktober 1980
Åke Hesselbom

terna är högre i groparna 1, 2 och 3 än i 4 och 5 (figur 4). U/Th-förhållandet är relativt konstant utom i grop 3 där ett tydligt maxima finns. Detta beror på en förhöjning av uranhalten medan toriumhalten samtidigt minskar något.

Track Etch-resultaten både för öppna och membranetektorer överensstämmer väl med spektrometermätningen, varför man kan anta att uppmätta halter av radon och toron till största delen kommer från material i nära anslutning till gropen. Resultatet i grop 3 visar att membranetektorn fungerar bra som torondämpare.

Kodaks öppna detektor ger liknande respons som för Track Etch. Filterdetektorerna visar dock ingen effekt vid grop 3, vilket medför att förhållandet filter/öppen detektor vid grop 3 gav ett svagt minima.

ROAC detekterar en konstant radonhalt utom i grop 3 där en tydlig förhöjning finns.

Emanometern visar liksom ROAC en förhöjd radonhalt vid grop 3 medan toronhalten är konstant i alla groparna.

Radon- och toronhalterna uttryckta i Bq/m^3 kan inte beräknas då kalibreringar saknas för inslag av torongas i markluften. Om Track Etch membran antogs dämpa all toroninträngning skulle radonhalten vara ca 30 000 Bq/m^3 (ca 70 000 Bq/m^3 i punkt 3) i medelhalt för markluften i mätområdet.

Radonhalten i uppsamlingsbehållare beräknades utifrån tidigare nämnda kalibreringar. Följande halter uttryckta i kBq/m^3 erhöles:

	6	7	8
SSI-analys (Rn)	107	107	59,8
Emanometer (Rn)	107	64	43
TLD (Rn + Tn)		(288)	
Kodak (Rn + Tn + D)		(186)	
ROAC (Rn)	110		
Alphameter			56

Notera att TLD och Kodak även påverkas av toron varför för höga värden erhålls. Instrumenten är inte kalibrerade för en miljö där toron förekommer.

Radonavgången beräknades till $1,1 \text{ Bq/m}^2\text{s}$ för båda uppsamlingsbehållarna i mätpunkterna 6 och 7. I behållaren med alphameter på punkt 8 beräknades radonavgången till $0,56 \text{ Bq/m}^2\text{s}$. Angående mätningar i uppsamlingsbehållarna se vidare bilaga 1.

OMRÅDE C:2

Syfte

Syftet var att studera olika mätmetoders förmåga att mäta radonhalten i markluften i en granitisk miljö med höga halter av uran och torium samt studera radonets djupberoende.

Geologi

Mätplatsen ligger i en liten sänka mellan två bergutgåenden. Materialet i sänkan består av sandig morän med ett täckande decimetertjockt humuslager. Mätplatsen ligger ca 30 meter nedanför område C:1 och har motsvarande berggrund..

Spektrometermätningarna indikerar att uranhalten i moränen ökar något med djupet. På 0,6 meters djup är uranhalten ca 25 ppm medan toriumhalten som är mer homogen mot djupet är ca 60 ppm. U/Th-förhållandet är i genomsnitt 0,4. Det täckande humuslagret håller lägre halter framför allt av uran.

Mätningen

Mätplatsen består av nio gropar med varierande djup samt två uppsamlingsbehållare. Avståndet mellan mätpunkterna är ca 0,4 meter.

● 1	● 2	● 3	● grop: 1, 2, 3, 4, 5
○ 6	● 4	× 8	○ behållare: 6, 7
● 5	○ 7	× 9	× rör i grop: 8, 9

För att förenkla upptagningen av spårfilmen ur groparna gjordes försök med att montera en filmdetektor i ena ändan av ett 0,8 meter långt PVC-rör. Röret ställdes vertikalt i en 0,6 meter djup grop varefter gropen fylldes igen runt röret. Rörets andra ända tätades med en plastfolie. Efter expositionstiden kan röret enkelt dras upp ur marken utan att man behöver gräva. I denna mätning placerades fyra rör i vardera två gropar.

Följande mätningar och antal detektorer användes:

Grop	Djup	Track Etch		Kodak		ROAC	Spektrometer
		Ö	M	Ö	F		
1	0,9	1	1	1	1	2	X
2	0,6	1	1	1	1	2	X
3	0,3	1	1	1	1	2	X
4	0,6	3	-	3	-	2	X
5	0,6	-	3	-	3	2	X
6	0,6 (rör)	2	2	-	-	-	-
7	0,6 (rör)	-	-	3	1	-	-
behållare							
8	3 ROAC detektorer, emanometer						
9	TLD, 5 kodakfilmer, emanometer, luftprov till SSI.						

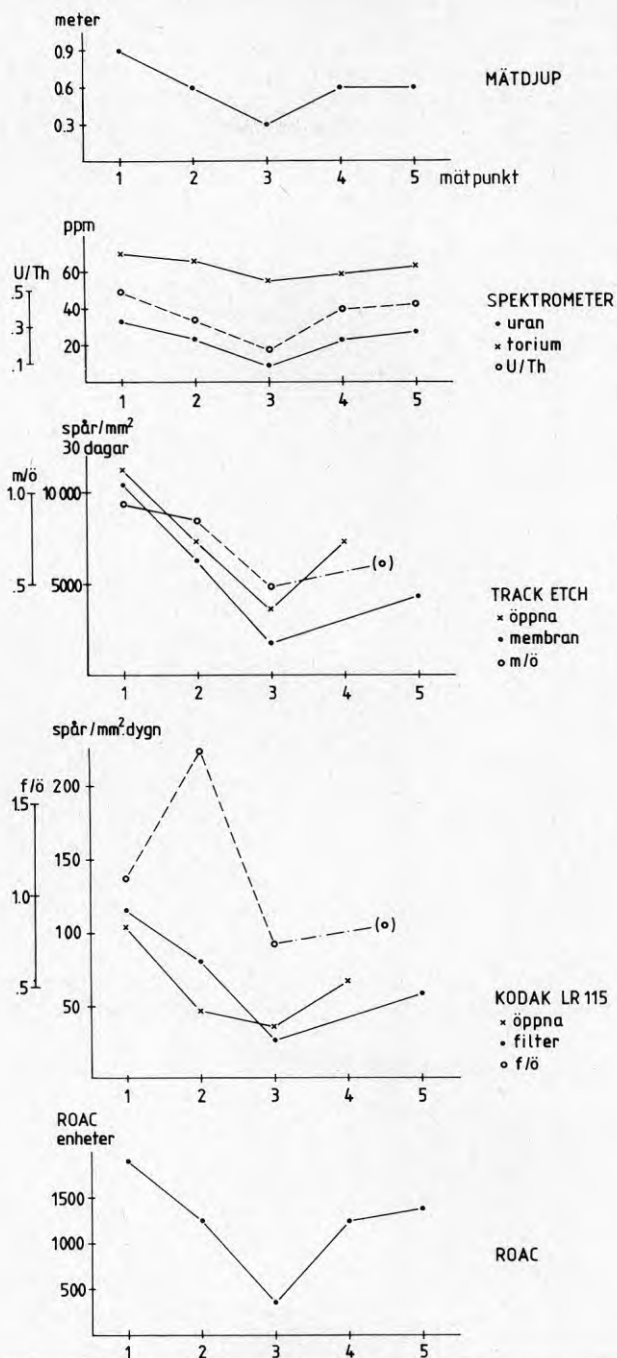
Expositionstiden i groparna var för spårfilmerna 28 dagar och för ROAC fem dagar. I uppsamlingsbehållarna var expositionstiden för TLD och kodakfilmerna 32 dagar och för ROAC sju dagar. Expositionstiden för spårfilmerna i rören var 28 dagar.

Resultat

Uran- och toriumhalterna i moränen är relativt konstanta mellan mätpunkterna, oavsett djup. Undantaget är grop 3 där framför allt uranhalten är låg (figur 5).

Track Etch visar ett tydligt djupberoende för både öppna- och membran-detektorer, dvs för både radon + toron och enbart radon.

FIG 5



Radonkoncentration i mark
Område C:2

SGU
Geofysiska byrån
Oktober 1980
Åke Hesselbom

Radonavgången beräknades (enligt bilaga 1) till 0,41 resp 0,25 Bq/m²s för uppsamlingsbehållarna i mätpunkt 6 resp 7. Värdena baseras på ovan beräknade absoluthalter varför värdena på radonavgången får anses som grova uppskattningar.

Radonavgången från markytan beräknat enligt bilaga 4 baserat på markluftsmätningar för djupen 0,3, 0,6 och 0,9 meter ger 0,5 - 1,1 Bq/m²s. Beräkningarna är gjorda på resultaten från ROAC i punkterna 1, 2 och 3.

Två behållare testmättes direkt på granitberggrunden. För att förhindra läckage i kanterna tätades dessa med våt lera. Följande resultat erhöles (jämför område D:2):

	X	Y
	kBq/m ³	
SSI-analys (Rn)	15,6	
Emanometer (Rn)	18	
ROAC (Rn)	16	
TLD (Rn + Tn)		(91,7)
Kodak (Rn + Tn + D)		(99,9)

OMRÅDE D:1

Syfte

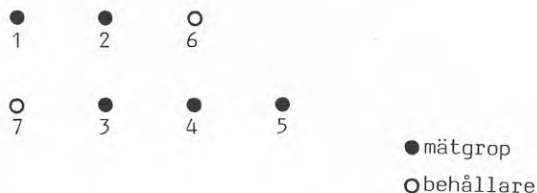
Syftet med mätningen var att studera markluftens radonhalt med olika mätmetoder i en granitisk miljö med leriga jordarter.

Geologi

Mätplatsen ligger i kanten på en dalsänka i ett starkt kuperat område. Berggrunden består av en rödaktig medelkornig granit med en gammastrålning på 30-60 µR/h. Graniten är mer eller mindre gnejsig eller förskiffrad.

Dalgången är fylld av morän överlagrad av lera. På mätplatsen är leran täckt av ett decimetertjockt lager av kärrtorv.

Spektrometermätningar i gropar visar att uran- och toriumhalterna i leran är låga, med en svag ökning mot djupet. Absoluthalterna varierar mellan 2-4 ppm uran och 8-14 ppm torium.



Figur 10. Mätplan område D:1

Mätningen

Mätplatsen består av fem mätgropar och två uppsamlingsbehållare, avståndet mellan varje mätgrop varierar mellan 0,3-0,5 meter. Groparna 1, 2 och 3 är 0,6 meter djupa, nr 4 är 0,3 meter djup och grop 5 är 0,9 meter djup.

Första mätningen utfördes med emanometer, mätdjup 0,6 meter, i punkterna 1, 3, 4 och 5. Mättiden var fem minuter med avläsning varje minut för att kunna bedöma förekomsten av toron i markluft.

Därefter grävdes de fem groparna till angivna djup. Följande mätningar utfördes:

Grop	Djup	Track Etch		Kodak		ROAC	Spektrometer
		Ø	M	Ø	F		
1	0,6	3	3			1	X
2	0,6			3	3	2	
3	0,6	1	1	1	1	2	X
4	0,3	1	1	1	1	2	X
5	0,9	1	1	1	1	2	X

Exponeringstiden för ROAC var sex dagar och för de båda spårfilmerna 28 dagar.

I de två uppsamlingsbehållarna mättes radon- och toronhalterna med TLD, Kodakfilm, ROAC och emanometer. Dessutom togs ett luftprov för analys hos SSI från behållaren på punkt 6.

Resultat

U- och Th-halterna i leran ökar svagt med ökat jorddjup. Noterbart är att U/Th visar en svag förhöjning i grop 4 (figur 6).

Track Etch visar ingen skillnad för öppen eller membran detektor mellan 0,6 och 0,9 meter, dock ett tydligt minima för 0,3 meters djup i punkt 4. I denna punkt fås också en höjning av förhållandet mellan membran och öppen detektor dvs mellan radon och radon + toron, vilket överensstämmer med spektromettermätningens U/Th-förhållande.

Kodak visar för den öppna detektorn ett liknande mönster som Track Etch-detektorn. Filterdetektorns mätresultat är dock osäkert och det är tveksamt om filtret i detta fall har någon positiv inverkan på mätresultatet.

Notabelt för de båda spårfilmerna är den stora skillnaden i mätresultatet för detektorer i samma grop. Skillnaden i mätresultatet är i vissa fall över 100 % i förhållande till det beräknade medelvärdet.

ROAC visar inget djupberoende för radonhalten förutom ett något lägre värde i punkt 4.

Emanometern uppmäter stora skillnader i radon- och toronhalter för de två 0,6 meter djupa groparna. I punkt 4 uppträder ett tydligt minima för både radon och toron och samtidigt en förhöjning av Rn/Tn-förhållandet.

Även Kodak visar på ett tydligt djupberoende för båda detektor-typerna, dock med viss osäkerhet i mätresultatet vid grop 1 och 2 där de filterförsedda detektorerna ger ett oväntat högre värde än de öppna.

Tre av vardera detektortyperna mättes i grop 4 och 5. Inbördes avviker detektorerna i mätvärde i förhållande till medelvärde. Störst avvikelse ger membran-detektorerna, 92 % för Track Etch och 30 % för Kodak. För de öppna detektorerna är avvikelserna 13 % för Track Etch respektive 11 % för Kodak.

ROAC-värdena visar på samma djupberoende för radonhalten som spårfilmerna med membran. Skillnaden i mätvärde mellan två detektorer i varje grop uppgår som mest till 7 % av det beräknade medelvärdet (grop 3).

Spårfilmen i rör ger mätresultat som överensstämmer väl med de lösa detektorerna för samma mätdjup, 0,6 meter. Medelvärdet för öppna Track Etch ger ca 7800 spår/mm² x 30 dagar. De membran-försedda rören ger dock en lägre respons, ca 2500, vilket medför ett lägre M/Ö-förhållande, 0,3, än för de lösa detektorerna. Motsvarande för Kodak öppna var ca 67 spår/mm x dag (jämför med värdena i diagrammet).

Radon- och toronhalterna uttryckta i Bq/m³ kan inte beräknas då kalibreringar saknas för påverkan av toron på mätinstrumenten. Om Track Etch membranet fungerade 100-procentigt som torondämpare skulle radonhalten i markluften vara ca 500 000 Bq/m³ på 0,9 meters djup och ca 250 000 Bq/m³ på 0,6 meters djup.

Beräkningen av fördubblingsdjupen L_2 baserat på mätdjupen 0,3, 0,6 och 0,9 meter ger följande värden för respektive metod:

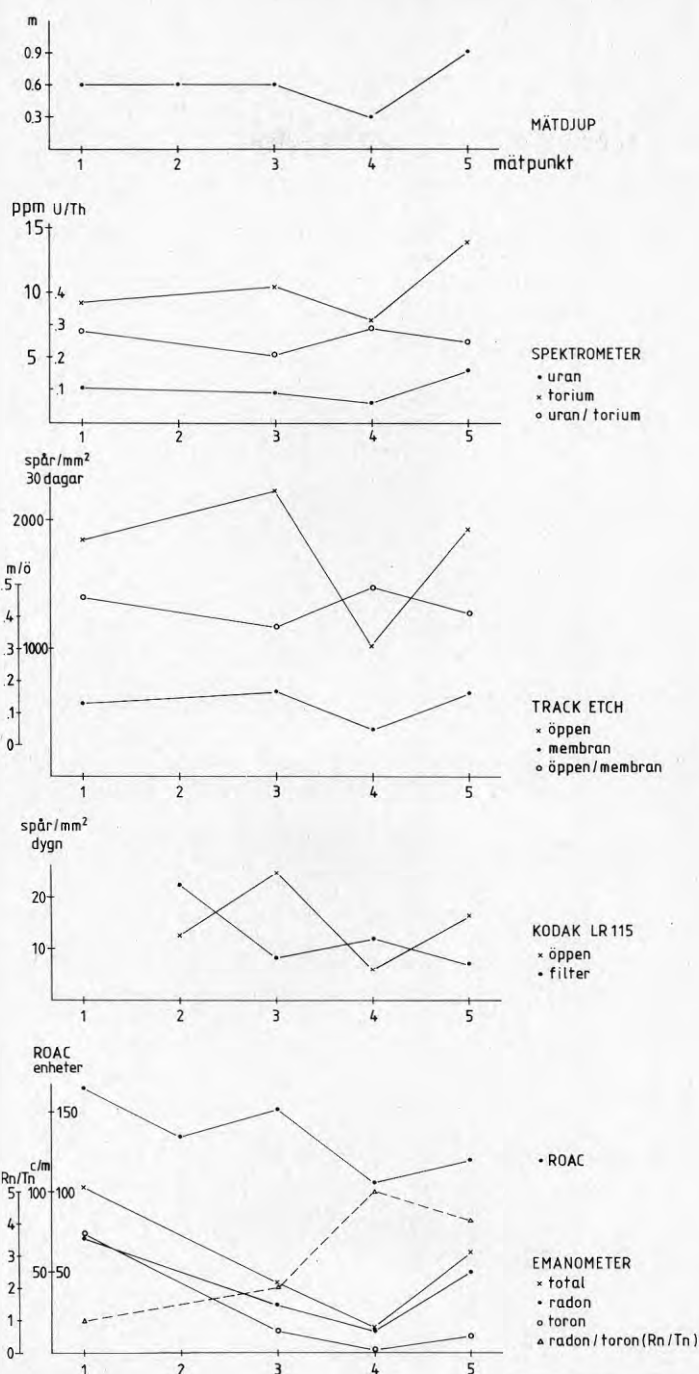
	L_2 (m)
Track Etch Ö	37
"- M	23
Kodak Ö	38
" F	28
ROAC	25
\bar{x}	30
S	6,9

Radonavgången beräknades till 0,41 resp 0,25 Bq/m²s för uppsamlingsbehållarna i mätpunkt 6 resp 7. Se vidare bilaga 1.

Radonhalten (uttryckt i Bq/m³) i uppsamlingsbehållare beräknades utifrån tidigare nämnda kalibreringar. Det bör dock påpekas att TLD och Kodak även mäter förekomsten av toron. Instrumenten är inte kalibrerade för toron på motsvarande sätt som för radon, varför haltberäkningarna för dessa instrument är mycket osäkra.

	kBq/m ³	
Instrument	6	7
SSI-analys (Rn)		25,5
Emanometer (Rn)	21	20
ROAC (Rn)	34	
TLD (Rn + Tn)		78,3
KODAK (Rn + Tn + D)		75,8

FIG 6



Radonkoncentration i mark
Område D:1

SGU
Geofysiska byrån
Oktober 1980
Åke Hesselbom

Beräkningar av fördubblingsdjupet har gjorts för Track Etch öppen och membran samt för Kodak öppen. Medelvärdet bestämdes till 78 cm med en standardavvikelse på hela 36 cm.

Radon- och toronhalterna uttryckta i Bq/m^3 kan inte beräknas då kalibreringar saknas för mätningar i radonhaltig miljö. Om Track Etch membran hindrar all toron, att nå filmen kan dock radonhalten uppskattas till ca 30 000 Bq/m^3 i markluften.

Baserat på Track Etch membranförsedda detektor och förutsatt, som ovan, att inget toron når filmdetektorn har radonavgången från markytan beräknats (enligt bilaga 4) till mindre än 0,1 $\text{Bq/m}^2\text{s}$.

Radonhalten i de två uppsamlingsbehållarna i mätpunkterna 6 och 7, uttryckt i kBq/m^3 , beräknades till följande:

Instrument	6	7
SSI-analys (Rn)	7,1	
Emanometer (Rn)	6	5
ROAC (Rn)		6
TLD (Rn + Tn)	15,3	
KODAK (Rn + Tn + D)	17,5	

OMRÅDE D:2

Syfte

Syftet med mätningen var att med olika mätmetoder studera radonhaltens djupberoende i en morän på en granitisk bergart.

Geologi

Mätplatsen ligger i en sluttning ned mot en dalsänka i ett starkt kuperat område. Berggrunden består av rödaktig medelkornig granit överlagrad av blockfattig, sandig morän.

Gammastrålningen från graniten är 30-60 $\mu\text{R/h}$. Spektrometermätningarna visar att uranhalten är ca 30 ppm.

Motsvarande mätningar i gropar visar att uran- och toriumhalterna i moränen är låga och relativt homogena med avseende på mätdjupet. Absoluthalterna varierar mellan 1,5-2,5 ppm uran och mellan 7-10 ppm torium.

Mätningarna

Mätplatsen består av tre mätgropar 0,3, 0,6 och 0,9 meter djupa, samt en uppsamlingsbehållare. Avståndet mellan groparna är ca 0,5 meter.



Figur 12. Mätplan område D:2

Innan groparna grävdes mättes radon- och toronhalten i jordluften med emanometer i punkterna 1 och 3. Mätdjupet var 0,6 meter och mättiden var fem minuter med avläsning varje minut. Detta för att kunna beräkna radon/toron-förhållandet i jordluften.

I groparna utfördes följande mätningar och med angivna antal detektorer;

Grop	Djup	Track Etch		Kodak		ROAC Spektrometer		Emanometer
		Ø	M	Ø	F			
1	0,9	1	1	1	1	2	X	X
2	0,6	1	1	1	1	2	X	
3	0,3	1	1	1	1	2	X	X

Exponeringstiden för spårfilmerna var 20 dagar och för ROAC sex dagar.

I uppsamlingsbehållaren utfördes mätningar med löst hängande kodakfilmer samt med TLD. Expositionstiden var 32 dagar.

Resultat

Spektrometern ger en något lägre uran- och toriumhalt i grop 3 än för de två djupare groparna, vilket troligen beror på inblandning av humus i moränens ytlager (figur 7).

Track Etch visar på ett tydligt djupberoende för både membran och öppna detektorer. Förhållandet mellan öppen och membran detektorn i punkt 2 indikerar en större minskning av toronhalten än av radonhalten mellan djupen 0,9 och 0,6 meter.

Även Kodak visar i stort en sänkning av radon- och toronhalterna med minskat djup. Den öppna detektorn visar dock inte, som Track Etch, någon sänkning av toron mellan 0,9 och 0,6 meter. Filtrets inverkan på mätresultatet varierar stort mellan de tre detektorerna.

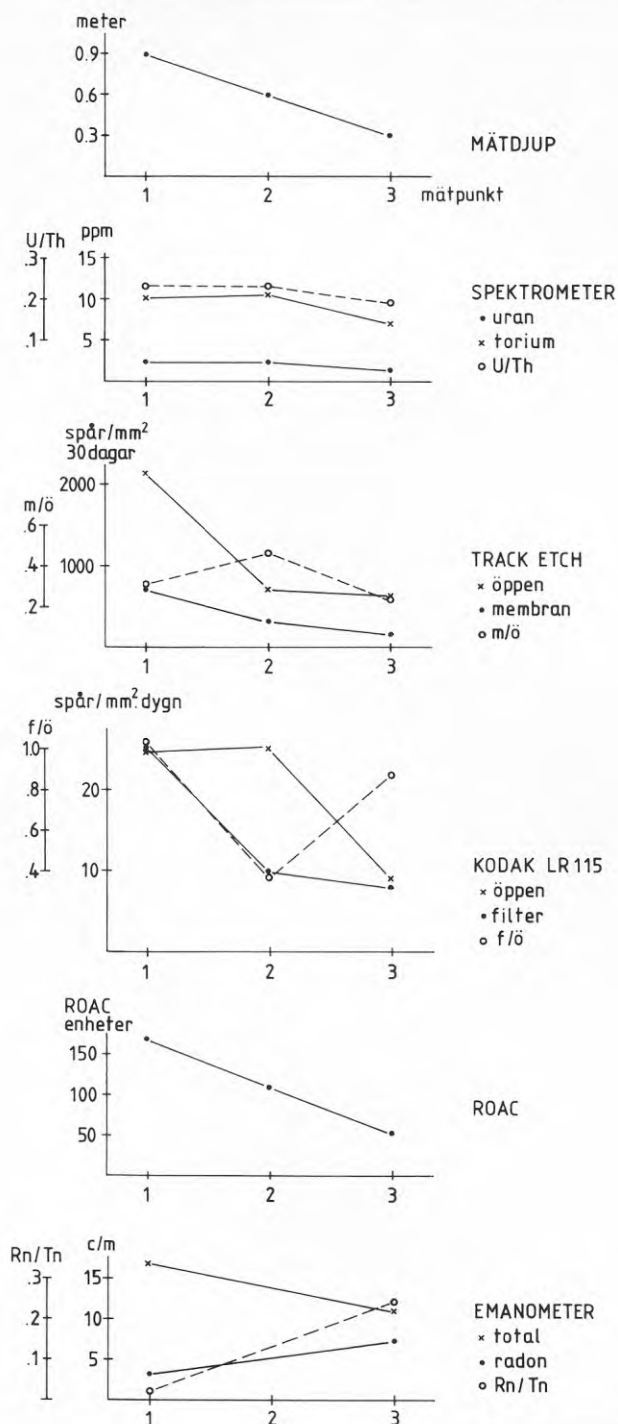
ROAC ger en nästan linjär minskning av radonhalten med minskat djup. Mätresultatet i diagrammet är medelvärde av två detektorer för vardera gropen. Största skillnaden i mätresultatet mellan två detektorer i förhållande till medelvärde var ca 10 % i grop 2.

Emanometern gav ett lägre totalvärde men indikerar något mer radon i markluften i grop 3 än i grop 1. På grund av de låga halter som uppmättes är dock osäkerhet stor vid bedömning av mätresultaten mellan de två provpunkterna.

Beräkningar av fördubblingsdjupen L_2 baserat på 0,3, 0,6 och 0,9 meters mätdjup ger följande resultat:

	L_2 (cm)
Track Etch Ø	34
"- M	29
Kodak Ø	42
" F	34
ROAC	36
	<hr/>
\bar{X}	36
S	4,7

FIG 7



Radonkoncentration i mark
Område D:2

SGU
Geofysiska byrån
Oktober 1980
Åke Hesselbom

Radon- och toronhalterna uttryckta i Bq/m^3 kan inte beräknas då kalibreringen för mätningar i toronmiljö saknas. Förutsatt att Track Etch membran hindrar all toron att nå filmen, kan radonhalten i markluften uppskattas till ca 40 000 Bq/m^3 på 0,9 meters djup.

Radonhalten i uppsamlingsbehållarna mättes endast med TLD och Kodakfilm. Mätresultaten påverkas som tidigare nämnts av både radon och toron samt för filmen även av deras dotterprodukter.

	kBq/m^3
TLD (Rn + Tn)	13,4
KODAK (Rn + Tn + D)	14,9

Två behållare W och Z placerades direkt på granitberggrunden vid område D:2. Radonhalten i kBq/m^3 uppmättes enligt följande:

Instrument	W	kBq/m^3 behållare		
		Z	X	Y
SSI-analys (Rn)	0,7		15,6	
Emanometer (Rn)	0,8		18	
ROAC (Rn)	0,6		16	
TLD (Rn + Tn)		3,7		91,7
KODAK (Rn + Tn + D)		5,1		99,9

Graniten i området håller som tidigare nämnts ca 30-60 $\mu\text{R/h}$ med uranhalter på ca 30 ppm och ca 100 ppm torium. Halterna ovan kan jämföras med motsvarande mätningar under samma yttre betingelser från X- och Y-behållarna vid område C:2. Berggrunden håller där över 150 $\mu\text{R/h}$ med ca 130 ppm uran och 320 ppm torium. Mätningarna vid C:2 (X och Y) ger för samtliga metoder mellan 20-25 ggr högre halt än för område D:2 (W och Z) avseende både radon och toron.

OMRADE D:3

Syfte

Syftet med mätningen var att med olika mätmetoder studera markluftens radonhalt i en morän ovanpå en granitisk berggrund.

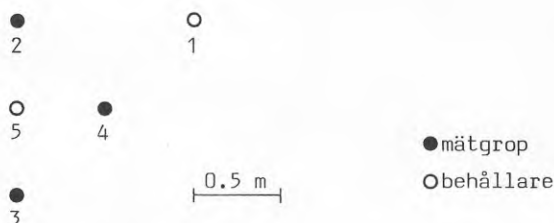
Geologi

Mätplatsen ligger i kanten på ett bergparti i ett starkt kuperat område. Berggrunden består av en rödaktig medelkornig granit med en gammastrålning på 30-60 $\mu\text{R/h}$. På mätplatsen överlagras berggrunden av en blockfattig morän. Jorddjupet uppskattas till ca 2 meter. Moränen är transporterad från NO vilket medför att den till stora delar består av material från en uran- och toriumfattigare granit som finns öster om mätområdet.

Spektrometermätningen ger uranhalten i moränen på 3-4 ppm. Toriumhalterna varierar mellan 8-11 ppm. U/Th är i genomsnitt 0,3. Motsvarande för graniten är ca 30 ppm uran, ca 100 ppm torium och 5 % kalium. U/Th är i genomsnitt 0,3.

Mätningen

Mätplatsen utgörs av tre gropar vardera 0,6 meter djupa. Dessutom finns två uppsamlingsbehållare för mätning av radonexhalationen från markytan. Avståndet mellan groparna är 0,6 meter.



Figur 14. Mätplan område D:3

Innan groparna grävdes mättes radon- och toronhalterna i markluften med en emanometer. Mätdjupet var 0,6 meter och mättiden var fem minuter med avläsning varje minut för att kunna beräkna förhållandet mellan radon och toron i markluften.

I groparna utfördes följande mätningar och antal detektorer;

Grop	Track Etch		Kodak		ROAC	Spektrometer	Scintillometer
	Ö	M	Ö	F			
2	3	3			2	X	X
3			3	3	2	X	X
4	1		1	1		X	X

Expositionstiden för spårfilmerna var 28 dagar och för ROAC sex dagar.

I uppsamlingsbehållarna utfördes mätningar med löst hängande kodakfilmer, TLD (termoluminiscensdetektor) och ROAC. Dessutom togs enstaka luftprover med emanometer samt ett luftprov för analys hos SSI. Expositionstiden för spårfilmerna och TLD var 32 dagar och för ROAC-detektorerna sju dagar.

Resultat

Moränmaterialet i de tre groparna visar ingen större skillnad i fråga om uran- och toriuminnehåll. U/Th-förhållandet är dock något större i grop 2 än i de övriga (figur 8).

Track Etch ger för den öppna detektorn en kraftig ökning av halterna i grop 4. Membrandetektorn ger i stället en sänkning, vilket innebär att toronhalten är betydligt högre i grop 4 än i grop 2. De tre öppna detektorerna ger endast 6 % skillnad i mätvärde i förhållande till medelvärdet medan membrandetektorerna ger för motsvarande 33 %. I grop 4 har endast en detektor av vardera slaget använts. Förhållandet mellan membran och öppen detektor är större i grop 2 än i grop 4.

Kodakdetektorerna visar på en kraftig ökning av responsen för den öppna detektorn i grop 4 jämfört med grop 3. Filterdetektorn indikerar dock ingen större förändring vilket innebär att toronhalten är större i grop 4. Resultatet överensstämmer med Track Etch-mätningen. Inbördes varierar de öppna detektorerna endast 11 % i förhållande till medelvärdet medan filterdetektorernas mätnoggrannhet är diskutabel då motsvarande förhållande för dessa ger en avvikelse på 117 %.

ROAC mättes i grop 2 och 3. Nu i efterhand då resultaten på spårfilmerna från grop 4 är kända, hade en ROAC-mätning även i grop 4 varit önskvärd. ROAC-mätningarna visar på en sänkning av radonhalten mellan grop 2 och 3. Detta överensstämmer med den något högre uranhalten i moränen som spektrometern visar. Inbördes varierar de två detektorerna 8 % i grop 2 resp ca 1 % i grop 3 i förhållande till medelvärdet.

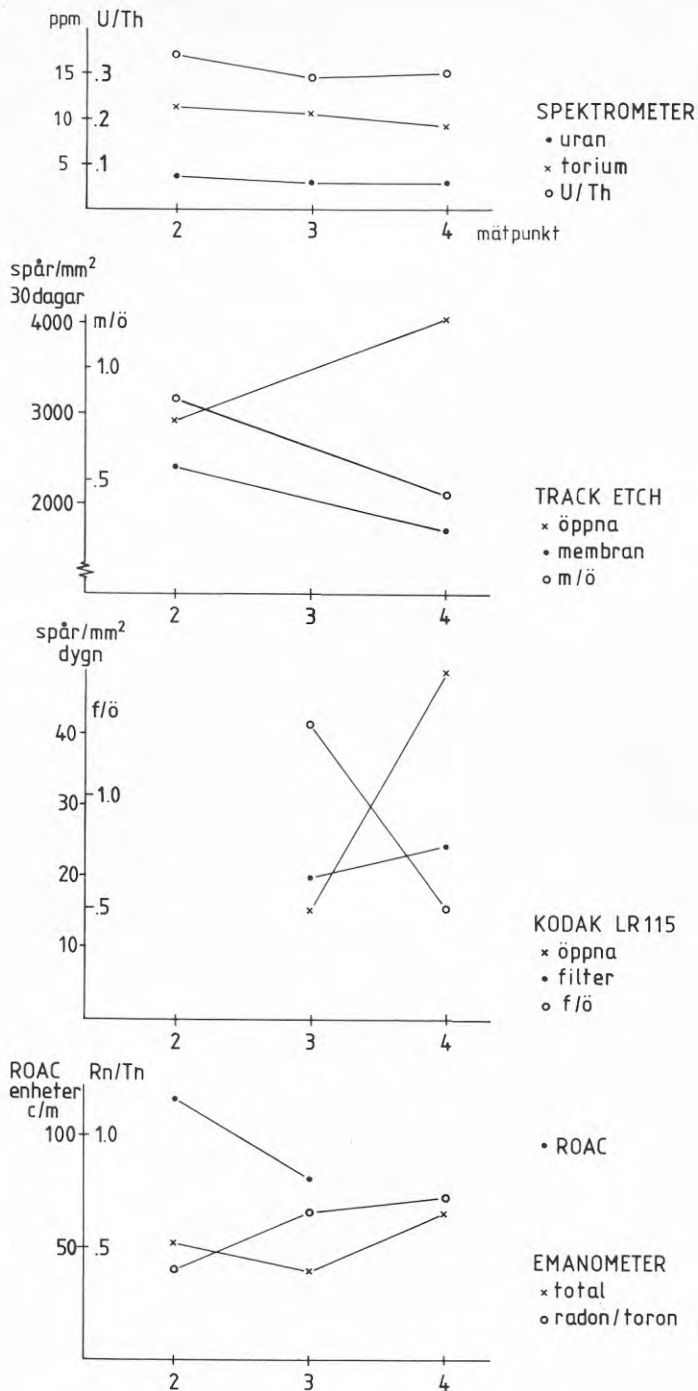
Emanometern visar på en sänkning av radon- och toronhalterna i markluften vid grop 3 och en höjning för grop 4 jämfört med grop 2. Detta överensstämmer väl med mätresultaten både från öppna spårfilmer och ROAC. Det beräknade Rn/Tn-förhållandet visar dock på en successiv ökning från grop 2 till grop 4. För grop 4 beror dock ökningen på en förhöjd radonhalt, vilket står i motsats till tolkningen av spårfilmsresultaten.

Radon- och toronhalterna uttryckta i Bq/m^3 kan inte beräknas då kalibreringar saknas för mätningar i toronhaltig miljö. Om Track Etch membran detektor hindrar all toron att nå filmen kan dock radonhalten beräknas till mellan 100-125 kBq/m^3 i markluften.

Jämfört med de uppmätta halterna vid D:2 är dessa förvånansvärt höga då varken berggrunden eller moränen vid D:3 indikerar någon förhöjd uranhalt.

Även radonavgången i område D:3 är betydligt högre än i D:2 vilket framkommer vid beräkningen av radonhalten i uppsamlingsbehållarna. Dessa ger följande värden uttryckta i kBq/m^3 :

FIG 8



Radonkoncentration i mark
Område D:3

SGU
Geofysiska byrån
Oktober 1980
Åke Hesselbom

	1	5
	kBq/m ³	
SSI-analys (Rn)	16,5	
Emanometer (Rn)	18	25
ROAC (Rn)	20	
TLD (Rn + Tn)		55,3
Kodak (Rn + Tn + D)		36,6

BILAGA 3. METEOROLOGISKA MÄTNINGAR

(Israelsson, Hesselbom)

Mätningar av radon ($Rn-222$) i marken inleddes redan i början av 1900-talet. Flertalet studier av markkoncentrationen av radon och radonavgång från markytan utfördes dock först efter 1950. Redan tidigt visade det sig att de meteorologiska parametrarna påverkade radonkoncentrationerna inte enbart i atmosfären utan även under markytan.

1 METEOROLOGISKA PARAMETRARS INVERKAN PÅ RADONKONCENTRATIONEN

Tidsvariationen hos radonkoncentrationen på olika djup under markytan kan beskrivas med följande differentialekvation:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \times \frac{\partial^2 C}{\partial Z^2} + a - \lambda C \quad (1)$$

där D = diffusionskoefficienten för radon
 Z = djup under markytan
 a = en konstant, som bestäms av radiumhalten och mediets förmåga att frigöra radonatomer till markluften.
 λ = radons sönderfallskonstant

Differentialekvationen (1) kan lösas vid stationära förhållanden. Om C_D representerar koncentrationen för $Z = 0$ (markytan) erhålles koncentrationen C som funktion av djupet Z :

$$C = \frac{a}{\lambda} [1 - \exp(-\lambda/D \times Z)] + C_D \exp(-\lambda/D \times Z) \quad (2)$$

Beroende på att $C_D \ll a/\lambda$ kan ekv (2) skrivas som:

$$C = \frac{a}{\lambda} [1 - \exp(-\lambda/D \times Z)] \quad (3)$$

Enligt ekv (3) ökar koncentrationen C exponentiellt med djupet. Detta ger oss exhalationsförhållandet:

$$E = \left(D \times \frac{\partial C}{\partial Z} \right)_{Z=0} = a \quad D/\lambda \quad (4)$$

Av ekv (3) och (4) framgår det att för konstanta värden på a bestäms både radonprofilen under markytan och Rn -avgången från markytan av diffusionskoefficienten D , som bestäms av förutom markens egenskaper även av de atmosfär-fysikaliska skeendena, såsom lufttryck, vind, nederbörd etc. I det följande behandlas några av nämnda effekter.

1.1 Effekter av atmosfärstrycket

Tidigare undersökningar visar att radonhalten under markytan avtar med ökat lufttryck. Lufttrycket påverkar halten radongaser ner på relativt stora djup. Följaktligen kan vi vänta oss en förflyttning av radongas under inverkan av tryckdifferenser mellan atmosfär och olika djup under markytan. När lufttrycket stiger strömmar radonfattig luft ner i de översta markskikten. Denna

förflyttning sker kontinuerligt till större djup. Motsatta effekter erhålls vid förhållanden med fallande lufttryck.

1.2 Effekter av vind

Inverkan av vindhastigheten på radonkoncentrationen i luften ovanför markytan är allmänt känd. Däremot är effekten av vinden på radonhalten i jorden mindre känd. Tidigare undersökningar visar att höga vindhastigheter kan ge upphov till avtagande radonkoncentrationer ner till djup på mer än en meter. En förutsättning för detaljerade studier av vindeffekterna på radonkoncentrationer under markytan är att marken och markytans egenskaper ej varierar. Den klassiska Bernoulli-effekten tycks dock inte vara av betydelse beroende på att medelvindhastigheten är nära noll nära markytan. Å andra sidan kan turbulenta fluktuationer nära markytan ge upphov till en pumpeffekt under markytan. Storleken hos de turbulenta fluktuationerna ökar kraftigt med växande vindhastighet. Även markytans skrovlighet kan ha betydelse härvid.

En och samma markyta kan under året uppvisa mycket olika egenskaper, vilka påverkar radonavgången från markytan och radonhalterna under markytan. Det gäller t ex vid snötäcke, frusen mark, torr eller våt mark etc.

I det följande skall preliminära uppgifter om detta behandlas med utgångspunkt från vad som numera är känt. För att mer allmängiltiga och säkra krav på mätförhållandena skall kunna uppställas erfordras de tidigare planerade långsiktigare undersökningarna, där även mer litteraturstudier ingår.

1.3 Lufttryck och tryckvariationer

Undersökningar visar att då lufttrycket faller under en trettimmars period mer än eller lika med 2 hPa (mbar) kan radonkoncentrationen under markytan uppvisa förhöjda värden. Höga atmosfärstryck tycks å andra sidan ge upphov till minskade koncentrationer. Man utför därför inte helt representativa radonmätningar vid atmosfärstryck större än 1020 hPa (mbar) eller då tryckfallet under en 3-timmars period är större än eller lika med 2 hPa.

1.4 Vindhastighet

Förhöjda vindhastigheter tycks medföra en ökad diffusion under markytan. Man bör därför vara observant om vindhastigheten på tio meters höjd (standardhöjd) överstiger 5 m/s.

1.5 Nederbörd

All förekomst av nederbörd medför ändringar av markens egenskaper ur radondiffusionshänseende. Detta gäller t ex vid regn. För nederbördsintensiteter uppgående till ca 2,5 mm/timme eller mer påverkas t ex toronexhalationen. Som en första approximation kan man anta att detta kan gälla för radon trots dess betydligt längre halveringstid.

Även förhållanden med frusen markyta eller snötäcke medför stor inverkan på radonhalterna under markytan. Undersökningar i Upp-

sala visar att vid snötäcke kan halterna höjas med en faktor 5. Vid snötäcke och frusen mark avtar radonavgången kraftigt och halten radon ökar under markytan. Detta visar undersökningar från Sverige under 1950-talet.

Våt mark medför kraftigt reducerad avgång av radioaktiva gaser. För toron t ex erhålles vid tillräcklig hög fuktighet (ca 15 %) en 90-procentig reduktion av markavgången.

2 RESULTAT FÄLTMÄTNINGAR

Under fältmätningarna uppmättes dygnsvariationerna på tryck, nederbörd, temperatur och vind. Mätningarna skedde på standardhöjderna 1,5 meter för tryck och temperatur, 1,0 meter för nederbörd och tio meter för vindhastighet. Resultaten från mätningarna redovisas på följande två sidor samt figurerna 9:1 och 9:2.

2.1 Radonavgångens påverkan av nederbörd

Ett exempel på en från mätningarna påvisbar meteorologisk effekt på radonavgången är radonavgångsmätningarna från område C. Radonkoncentrationen i förhållande till tiden för fem olika behållare beskrivs i bilaga 1 kapitel 2.3. Beräkningarna av radonkoncentrationen i behållarna förutsätter att radonavgången är konstant mellan mättillfällena. Efter ca ett dygn har ett jämviktsvärde uppnåtts i alla behållarna vilket sedan kan anses vara konstant fram till den 14 juli. Fram till den 17 juli då mätningarna avbröts steg radonkoncentrationen kraftigt i samtliga behållare. Beräkningar (bilaga 1) visar att radonavgången mellan den 11 till 14 juli i medelvärde för perioden beräknat på fem behållare var $0,68 \text{ Bq/m}^2\text{s}$. Samma beräkningar baserade på mätningarna den 17 juli visar att medelavgången ökat till $1,64 \text{ Bq/m}^2\text{s}$.

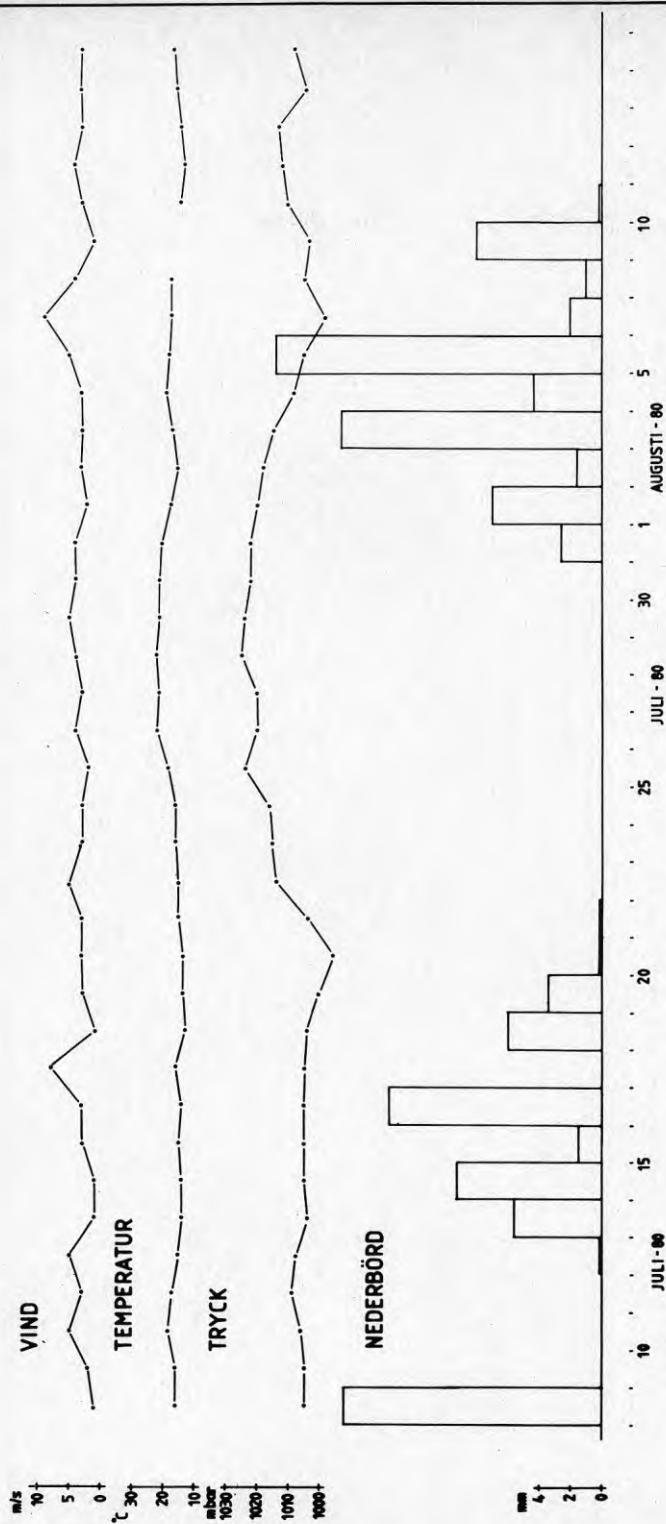
Orsaken här till beror med största sannolikhet på den kraftiga nederbörd som uppmättes under denna period (figur 1). Tidigare undersökningar (Tanner) visar nämligen att vid kraftig nederbörd tenderar jordgaserna nära ytan att röra sig uppåt, medförande radon, vilket medför en temporär ökning av radonavgången från markytan. Därefter begränsas radonrörelsen i marken på grund av den minskade diffusionskoefficienten och minskade permeabiliteten som följer av den ökade fuktigheten i marken. Radonavgången minskar vilket medför att radonkoncentrationen i markluften bör öka i motsvarande grad. Några markundersökningar för att påvisa det senare utfördes inte.

3 KRAV PÅ METEOROLOGISKA PARAMETRAR VID MÄTNINGAR AV RADONEXHALATIONEN FRÅN OLIKA MARKTYPER (PRELIMINÄRA UPPGIFTER)

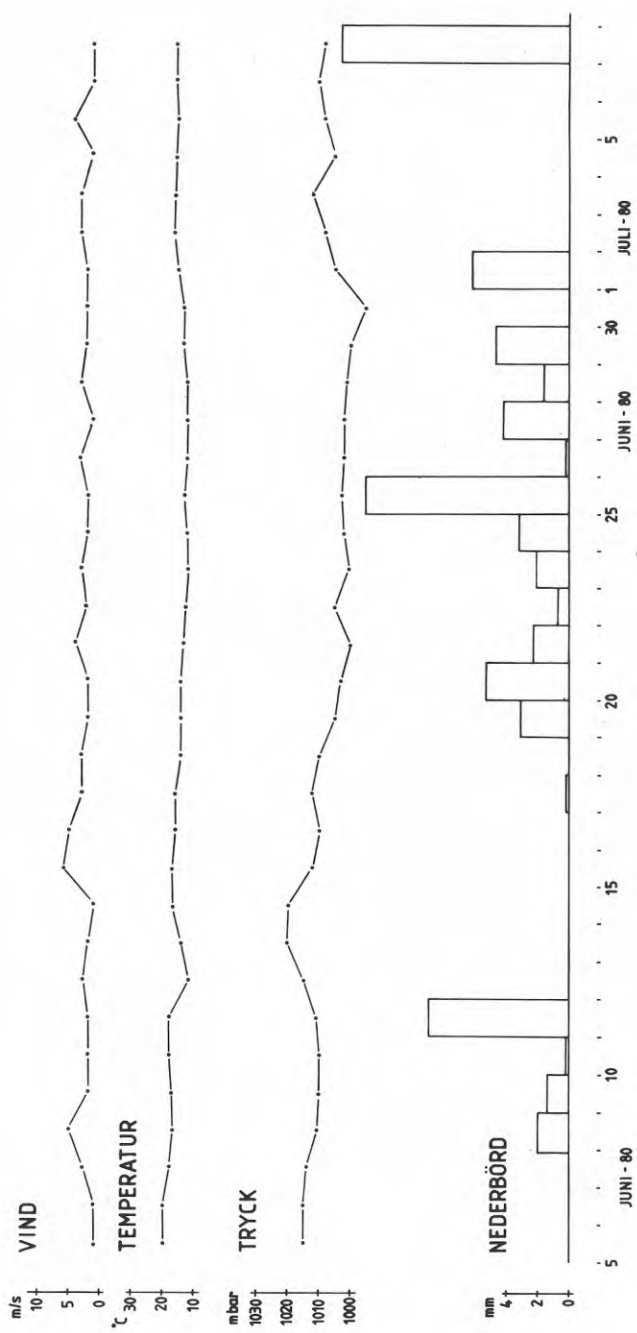
Radonavgången från markytan till atmosfären följer de allmänna lagarna för gasutbyte. Den mekaniska strukturen hos marken, diffusionen i marken och den atmosfäriska dynamiken påverkar storleken hos radonexhalationen. Även diffusionen under markytan påverkas av förhållandena på och ovanför markytan.

FIG 9:1

METEOROLOGISKA VARIATIONER
JULI - AUGUSTI 1980
Område C och D



METEOROLOGISKA VARIATIONER
JUNI - JULI 1980
Område A och B



Vid bestämning av radonexhalationen från markytan används flera skilda mätmetoder, som bygger på antingen mätning av radonprofilerna under eller ovanför markytan, men även att direkt uppsamling av radon i behållare placerade på markytan.

Mätningar av radonprofiler ovanför markytan ger radonexhalationer representerande större markytor. Detta mätförande erfordrar i regel ingående kunskaper om de atmosfärsfysikaliska förhållandena.

Även de övriga mätmetoderna, dvs radonmätningar under eller på markytan, ställer krav på de meteorologiska parametrarna. Speciellt avses här lufttrycksändringar, vindhastighet och nederbörd.

BILAGA 4. BESTÄMNING AV RADONEXHALATIONEN FRÅN MARKYTAN MED HJÄLP
AV FLERDJUPSMÄTNINGAR UNDER MARKYTAN

(Israelsson)

1 TEORETISK BAKGRUND

I det följande skall vi bestämma radonexhalationen från markytan med utgångspunkt från mätningar av radonhalten under markytan på djupen 0,3, 0,6 och 0,9 meter. Följande teoretiska diffusionsmodell bygger på antagandet att radonexhalationsförmågan är homogent fördelad och att markens diffusionsegenskaper är homogena. Allmänt gäller för en ädelgas att tidsvariationen kan beskrivas av följande differentialekvation:

$$\frac{dc}{dt} = D \cdot \Delta C \quad (1)$$

där D = diffusionskonstant och
 C = koncentration

För ädelgasen radon gäller dock att radioaktivt sönderfall ger upphov till avtagande halter medan tillskott i radonhalten erhålles på grund av förekomsten av radium. Ekvation (1) får då följande utseende:

$$\frac{dC}{dt} = D \Delta C + a - \lambda C \quad (2)$$

där a = produktion av radon och
 λC = radioaktivt sönderfall av radon. Sönderfallskonstanten för radon ($Rn-222$) är $2,097 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$.

Under stationära förhållanden och med differentieral kan ekvation (2) skrivas:

$$0 = D \frac{d^2C}{dz^2} + a - \lambda C \quad (3)$$

Koordinaten Z ligger vinkelrätt mot markytan och variabeln C varierar i Z -riktningen.

Differentialekvationen (3) har lösningen

$$C(Z) = \frac{a}{\lambda} \left\{ \left[1 - \exp(-Z \sqrt{\lambda/D}) \right] + C_0 \exp(-Z \sqrt{\lambda/D}) \right\} \quad (4)$$

där C_0 = radonkoncentrationen vid markytan, ($Z = 0$).

Då vi förflyttar oss neråt från markytan längs Z -axeln stiger radonkoncentrationen enligt ekvation (4) och C närmar sig värdet C_1 asymptotiskt. Konstanten C_1 kan även skrivas som

$$C_1 = \frac{a}{\lambda} \quad (5)$$

Eftersom diffusionen i luftskikten ovanför markytan är mångfalt större än under markytan och eftersom produktionstermen a är försumbar i luften gäller att

$$C_0 \ll C_1$$

Detta medför att ekvation (4) kan skrivas

$$C = C_1 \left[1 - \exp \left(-Z \sqrt{\lambda/D} \right) \right] \quad (6)$$

Eftersom vi har antagit en s k Fick's diffusion gäller att radon-diffusionen F i marken kan skrivas:

$$F = -D \frac{dC}{dZ} \quad (7)$$

Av ekvation (7) framgår det att nettodiffusionen sker i riktning mot avtagande radonkoncentrationer eller mot radonkoncentrationsgradienten.

Vid markytan benämner vi radonflödet med radonexhalationen E , som alltså kan skrivas:

$$E = \left\{ D \frac{dC}{dZ} \right\}_{Z=0} \quad (8)$$

Med relationen i ekvation (6) kan E beräknas ur

$$E = C_1 \sqrt{\lambda D} \quad (9)$$

Radonexhalationen från markytan bestämmer halten av radon i lufthavet ovanför marken, dvs E kan även bestämmas ur integralen

$$E = \lambda \int_0^{\infty} C(Z) dZ \quad (10)$$

Som framgår av ekvation (9) kan exhalationen E bestämmas, om diffusionen D och koncentrationen C , är kända.

2 BERÄKNINGSFÖRFARANDE OCH RESULTAT

Den teoretiska diffusionsekvationen bygger på antagandet att radonhaltens gradient alltid är riktad nedåt från markytan. Radonprofiler, som inte visar detta förlopp, kan förklaras av bl a inhomogen radiumförekomst, ändrade diffusionsförhållanden, orsakade av t ex nederbörd, tryckändringar etc, felaktiga mät-förfaranden osv. I det följande har vi i huvudsak behandlat radonprofiler med de ovannämnda gradientriktningarna. I beräkningarna har i regel tre mätdjup använts, nämligen 0,3, 0,6 och 0,9 meter.

Vid beräkningarna har grafiska och numeriska metoder använts för bestämning av D , C_1 och E , vilka ingår i ekvationerna (6) och (9).

a) Grafisk metod

Direkt inplottning av radonhalter C mot djupet Z kan ge ett approximativt värde på koncentrationen C_1 . Därefter kan ur relationen i ekvation (6) diffusionen D bestämmas. I det följande har i den grafiska bestämningen av exhalationen gradienterna utnyttjats. Ur ekvation (6) erhålles det vertikala beloppet på radongradienten, dvs

$$\frac{dC}{dZ} = C_1 \sqrt{\lambda/D} \exp \left(-Z \sqrt{\lambda/D} \right) \quad (11)$$

Logaritmering av ekvation (11) ger

$$\ln \left(\frac{dC}{dZ} \right) = \ln (C_1 \sqrt{\lambda/D}) - Z \sqrt{\lambda/D} \quad (12)$$

I ett lin log diagram, med koordinataxlarna $\ln \left(\frac{dC}{dZ} \right)$ och Z , kan $\ln(C_1 \sqrt{\lambda/D})$ och $\sqrt{\lambda/D}$ grafiskt bestämmas. Härvid anpassas värdena på dC/dZ till en rät linje, ur vars lutning $\sqrt{\lambda/D}$ fastställs. Ur linjens skärningspunkt med $\ln (dC/dZ)$ -axeln erhålles värdet på konstanten $\ln(C_1 \sqrt{\lambda/D})$.

Enklast fastställs D ur linjens lutning och halveringsvärdena används, dvs

$$Z_{1/2} = \frac{\ln 2}{\sqrt{\lambda/D}} \quad (13)$$

där $Z_{1/2}$ anger ändringen i Z för en halvering av (dC/dZ) -värdet).

I nedanstående tabell har beräknade exhalationsvärden uppställts.

Tabell 1. Radonexhalation från markytan bestämd med grafisk metod.

Område	Metod	Exhalation (kBq/m ² s)
B	Track Etch	$10,6 \times 10^{-3}$
B	ROAC	$0,9 \times 10^{-3}$
D:	Track Etch	$0,1 \times 10^{-3}$
C:2	ROAC	$0,5 \times 10^{-3}$

b) Numerisk metod

I den numeriska metoden bestäms även där diffusionskoefficienten D ur gradientvärden. Ur ekvation (11) erhålles för de två skikten 0,3-0,6 meter och 0,6-0,9 meter

$$\left(\frac{dC}{dZ} \right)_1 \cdot e^{-Z_2 \sqrt{\lambda/D}} = \left(\frac{dC}{dZ} \right)_2 \cdot e^{-Z_1 \sqrt{\lambda/D}} \quad (14)$$

där $\left(\frac{dC}{dZ} \right)_{1,2}$ = medelvärde på gradienten i skikten 1 resp 2.

Z_1, Z_2 = lägen för beräknade radongradienter

Genom logaritmering av ekvation (14) erhålles

$$\ln \left(\frac{dC}{dZ} \right)_1 - \ln \left(\frac{dC}{dZ} \right)_2 = \sqrt{\lambda/D} [Z_2 - Z_1] \quad (15)$$

I detta fall gäller att $Z_2 - Z_1 = 0,3$ meter.

Numeriskt har här gradienterna beräknats enligt följande approximation:

$$\left(\frac{dC}{dZ} \right)_1 = \frac{C_{0,6} - C_{0,3}}{0,3} \quad \text{och} \quad \left(\frac{dC}{dZ} \right)_2 = \frac{C_{0,9} - C_{0,6}}{0,3}$$

Med värden på radonkoncentrationen på de olika djupen kan diffusionen D bestämmas. Ur relationen i ekvation (6) kan därefter värden på C_1 fastställas. Eftersom man då kan erhålla vissa olikheter på C_1 -värdena för de olika insatta mätvärdena $C_{0,3}$, $C_{0,6}$ och $C_{0,9}$ bestämmer vi ett medeltal på C_1 . Med hjälp av ekvation (9) kan då exhalationen E beräknas. I följande tabell har de beräknade värdena utförts. Även variationsvidderna har införts.

Tabell 2. Radonexhalation från markytan.

Område	Medelvärden (kBq/m ² s)	Variationsvidd (kBq/m ² s × 10 ⁻³)	$D \left(\frac{dC}{dz} \right)_{0,15}$ (kBq/m ² s)
B (T E)	$5,1 \times 10^{-3}$	3,4 - 6,4	$2,9 \times 10^{-3}$
B (R)	$0,6 \times 10^{-3}$	0,55 - 0,64	$0,4 \times 10^{-3}$
D:1 (T E)	$0,007 \times 10^{-3}$	0,004 0,014	0,001
C:2 (R)	$0,9 \times 10^{-3}$	0,5 - 1,1	0,4

I tabell 2 har dessutom radonfältet i skiktet 0 - 0,3 meter beräknats med hjälp av diffusionen D och gradienten $\frac{dC}{dz} = \frac{C_{0,3} - C_0}{0,3}$.

Radonkoncentrationen C_0 antas vara $\ll C_{0,3}$, $C_{0,6}$ och $C_{0,9}$.

c) Beräkning av radonexhalationen för skikten ovanför 0,6 meters djup

I det följande har den numeriska metoden använts för skikten ner till 0,6 meters djup. Radonkoncentrationen i markytan C_0 har antagits vara försumbar i förhållande till $C_{0,3}$ och $C_{0,6}$. Härvid har följande ekvation bestämts.

Tabell 3. Radonexhalation beräknad från skikten ner till 0,6 meter.

Område	Exhalation kBq/m ² s	$D \cdot \left(\frac{dC}{dz} \right)_{0,15}$ kBq/m ² s
B (Track Etch)	$1,24 \times 10^{-3}$	$0,94 \times 10^{-3}$
D:1 (")	$0,17 \times 10^{-3}$	$0,14 \times 10^{-3}$
D:1 (ROAC)	$0,02 \times 10^{-3}$	$0,01 \times 10^{-3}$

I tabell 3 har dessutom flödet i skiktet 0-0,3 meter beräknats med hjälp av diffusionsvärdet D och gradienten $\left(\frac{dC}{dz} \right) = \frac{C_{0,3} - C_0}{0,3}$.

Av tabellen framgår det att exhalation beräknad ur skiktet 0-0,6 meter uppvisar något högre värden än den beräknade radon-diffusionen i skiktet 0-0,3 meter.

3 DISKUSSION

För att ur profildata bestämma radonexhalationen från markytan har den vanligt förekommande diffusionsekvationen (3) använts.

Den förutsätter homogena och stationära förhållanden. Detta innebär att markegenskaperna bör vara kända och mättiderna bör vara väl anpassade till tidsvariationerna hos radonkoncentrationen. Inhomogen mark samt för lång samplingstid medför att gradientmätningarna blir missvisande och exhalationen kan ej fastställas.

Tabellerna 1-3 visar i vissa fall olikheter, som till största delen beror på att två olika mätmetoder använts vid haltbestämningarna för de tre mätdjupen i samma beräkningspunkt. De använda koncentrationerna vid beräkningarna baseras på tidigare nämnda kalibreringar (kapitel 4.3) som utförts för respektive mätmetod. Genomgående visar Track Etch en högre koncentration uttryckt i Bq/m³ än vad ROAC visar. Någon korrektion för detta har inte föregått dessa beräkningar. Olikheter kan även bero på felaktiga samplingstider och inhomogena markförhållanden. Antagandet i den teoretiska modellen är dessutom alltför grovt. Man kan ju av naturliga skäl vänta sig att diffusionen D avtar med djupet, vilket medför att ekvationerna (3) osv kan skrivas enligt följande:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{D}{S} \frac{d^2C}{dz^2} + a - \lambda C \quad (16)$$

där S = mått på markens porositet.

Radonflödet som funktion av djupet kan då skrivas

$$F = -DC_1 \sqrt{\frac{\lambda}{D/S}} e^{-Z\sqrt{\lambda/(D/S)}} \quad (17)$$

Den mest realistiska lösningen kan väntas bli

$$\frac{dC}{dt} = \frac{d}{dz} (D(Z) \frac{dC}{dz} + a(Z) - \lambda C) \quad (18)$$

där även $D(Z)$ och $a(Z)$ varierar med djupet.

Med utgångspunkt från de preliminära undersökningarna finner vi att den grova grafiska metoden i regel ger de största exhalationsvärdena. Och beräkningar av medelradonflödet i skiktet 0-0,3 meter ger i allmänhet lägre värden än beräknade exhalationsvärden för markytan, vilket förklaras av antagandet att radonhalten ökar med djupet enligt exponentialfunktionen (6).

Ovan beräknade exhalationsvärden kan jämföras med beräknade värden baserade på mätningar utförda i uppsamlingsbehållare enligt bilaga 1, tabell 1.

4 SLUTSATSER

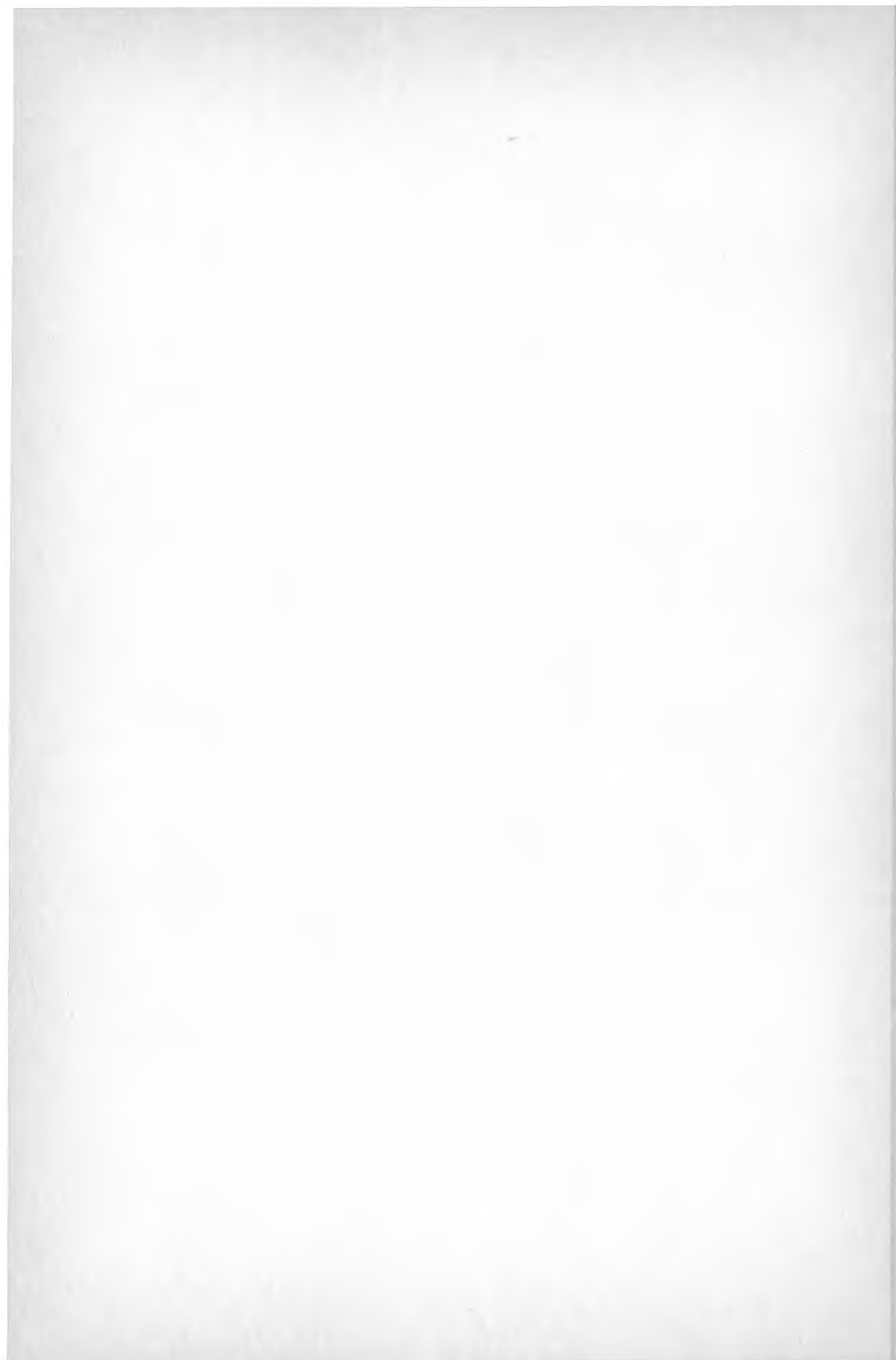
Föreliggande resultat från en förstudie av radonexhalationen från olika markytor visar att i vissa fall en enkel diffusionsmodell för radonflödet kan användas. Denna modell förutsätter homogena markförhållanden och stationära förhållanden. För att denna eller eventuellt mer realistiska modeller skall kunna användas erfordras det att lämpliga samplingstider kan väljas. Samplingstiderna bestäms av mätmetod och de yttre fysikaliska förhållandena, t ex de meteorologiska parametrarna. Valet av diffusionsmodell kan

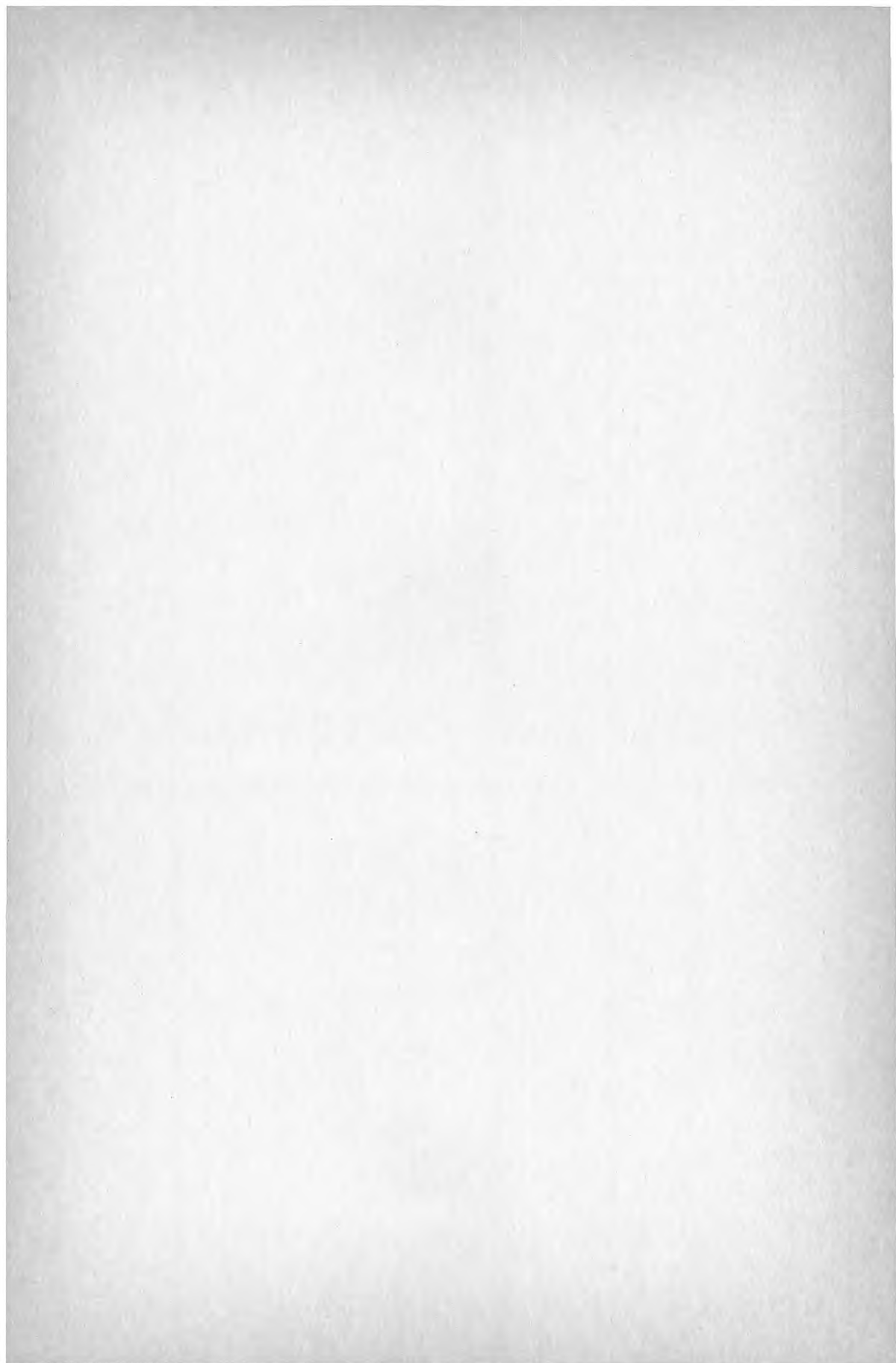
bestämmas om modellerna testas under välkända, ideala mark- och meteorologiska förhållanden.

För att under realistiska förhållanden olika mätmetoder (profil- och kollektormetoderna) skall kunna testas och lämpliga samplingstider skall kunna fastställas erfordras det dock mer ingående fältstudier än denna förstudie.











**Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 800504-1 från
Statens råd för byggnadsforskning till Geofysiska byrån, SGU,
Luleå.**

R47: 1981

ISBN 91-540-3475-2

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Art.nr: 6700347

**Abonnemangsgrupp:
X. Samhällsplanering**

**Distribution:
Svensk Byggtjänst, Box 7853
103 99 Stockholm**

Cirka pris: 30 kr exkl moms